



UNIVERSIDADE DO VALE DO TAQUARI  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO DO  
TIPO LODO ATIVADO DE UMA INDÚSTRIA ALIMENTÍCIA**

Bruna Carolina Horn

Lajeado, novembro de 2020

Bruna Carolina Horn

## **AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO DO TIPO LODO ATIVADO DE UMA INDÚSTRIA ALIMENTÍCIA**

Monografia apresentada na disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II, do curso de Engenharia Ambiental, da Universidade do Vale do Taquari - Univates, como parte da exigência para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Gustavo Reisdörfer

Lajeado, novembro de 2020

## RESUMO

Tendo em vista o cenário atual de expressiva preocupação acerca das questões ambientais e seus possíveis agentes degradadores, os efluentes industriais possuem grande significância visto que estes possuem características físicas, químicas e biológicas que, caso não devidamente reconhecidas e tratadas, tornam-se potenciais poluidoras dos corpos receptores destes efluentes. Uma das etapas de tratamento de efluentes é o tratamento biológico, amplamente aplicado àqueles que apresentam carga orgânica elevada e concentração de nutrientes, tais quais nitrogênio e fósforo. Esta etapa consiste na estabilização da matéria orgânica presente no efluente a partir da ação de microrganismos, sendo o lodo ativado o sistema mais utilizado em escala mundial, especialmente devido à sua alta eficiência associada à reduzida área de implantação, quando comparada a outros sistemas de tratamento. Neste contexto, o presente estudo tem por objetivo a avaliação da eficiência de um sistema de lodos ativados com foco na remoção de nitrogênio e fósforo em efluente industrial de uma indústria alimentícia, projetada para tratar uma vazão de aproximadamente 3.756 m<sup>3</sup>/mês, sendo que atualmente o sistema opera em média 70,90% da sua capacidade total de tratamento estipulada em projeto. Desta forma, com o intuito de caracterizar o sistema e pontuar possíveis deficiências do mesmo, foram avaliados resultados dos seguintes parâmetros referentes ao ano de 2019: demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total, fósforo total, sólidos suspensos totais (SST), oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura, índice volumétrico de lodo (IVL) e relação alimento/microrganismo (A/M), de forma a realizar a comparação destes com os valores estipulados na Resolução CONSEMA 355/2017. Além destes, foram também avaliados a microbiota presente na biomassa do lodo ativado, visando a caracterização da mesma. Como forma de otimizar estes resultados, estes foram utilizados para a análise estatística a partir do coeficiente de correlação de Pearson no *software* Microsoft Excel. Com base nos resultados obtidos foi possível inferir que o sistema opera de maneira satisfatória, visto que a grande maioria dos parâmetros físico-químicos e de controle operacional avaliados se mostraram de acordo com o esperado, apresentando apenas algumas médias mensais em desacordo com o estipulado pela legislação. No entanto, verificou-se que o sistema vêm operando com elevada carga orgânica, quando comparado ao valor de projeto, bem como a relação A/M mostrou-se elevada por esta mesma razão. Um segundo ponto observado foi referente às condições dos flocos, os quais os flocos oscilaram entre bem definidos e agregados com espaços na maior parte do período (em 56% e 41% das amostragens realizadas, respectivamente), estando dispersos somente em duas amostragens no mês de dezembro, o que representou 3% das

avaliações. Nesse sentido, buscou-se apresentar possíveis soluções, recomendando-se a diminuição da taxa de descarte para, no máximo, 10% diário para que seja reajustada a relação A/M. A microbiota presente na biomassa do lodo mostrou-se composta por organismos dos grupos de Ciliados Predadores de Flocos, Ciliados Livre Nadantes e Fixos, Tecamebas e Amebas Nuas, Zooflagelados, Zooglea, Bactérias Filamentosas, Rotíferos, Nematóides, Anelídeos e Tardígrados.

**Palavras-chave:** Tratamento biológico. Lodos ativados. Indústria alimentícia. Caracterização da microvida. Parâmetros físicos e químicos.

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABICAB	Associação Brasileira da Indústria de Chocolates, Amendoim e Balas
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
A/M	Relação alimento/microrganismo
ID	Idade do lodo
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
TDH	Tempo de detenção hidráulico
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
pH	Potencial hidrogeniônico
N	Nitrogênio
P	Fósforo
OD	Oxigênio dissolvido
SST	Sólidos Suspensos Totais
Q	Vazão
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 — Distribuição dos sólidos em efluentes.....	25
Figura 2 — Principais objetivos do tratamento de efluentes.....	26
Figura 3 — Fases do tratamento de efluentes e principais objetivos respectivos.....	27
Figura 4 — Principais reações na decomposição da matéria orgânica (a) em meio aeróbio e (b) em meio anaeróbio.....	28
Figura 5 — Unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativado.....	30
Figura 6 — Representação esquemática de um floco de lodo ativado.....	33
Figura 7 — Diagrama esquemático do processo Bardenpho para remoção de nutrientes.....	35
Figura 8 — Desenho esquemático de um sistema de tratamento contendo aeração prolongada.....	39
Figura 9 — Imagem de satélite da estação de tratamento da empresa.....	40
Figura 10 — Fluxograma do sistema de tratamento implantado na empresa.....	41

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 — Demonstrativo do volume de balas e gomas produzidos, consumidos, exportados e importados no Brasil.....	18
Gráfico 2 — Condições do floco observadas ao longo do período avaliado.....	47
Gráfico 3 — Variação da temperatura ao longo do período avaliado considerando o efluente bruto, no reator aeróbio e o efluente final.....	48
Gráfico 4 — Relação entre a temperatura medida no meio do reator e a eficiência de remoção da DBO.....	49
Gráfico 5 — Variação do pH do efluente bruto e final ao longo do período estudado..	50
Gráfico 6 — Relação entre oxigênio dissolvido e temperatura no reator ao longo do período estudado.....	51
Gráfico 7 — Ocorrência de ciliados verificada no lodo durante o período de interesse comparada a concentração de oxigênio dissolvido no reator.....	52
Gráfico 8 — Variação da DBO <sub>5</sub> do efluente bruto de entrada no reator e efluente final ao longo do período estudado, juntamente ao padrão estabelecido pela Resolução CONSEMA 355/2017.....	53
Gráfico 9 — Relação entre a DBO <sub>5</sub> e a vazão no reator aeróbio no período avaliado..	54
Gráfico 10 — Relação entre a DBO <sub>5</sub> e a vazão de retorno do lodo no período avaliado.....	55
Gráfico 11 — Relação entre a DBO <sub>5</sub> e a vazão de descarte de lodo no período avaliado.....	56
Gráfico 12 — Ocorrência de amebas verificada no lodo durante o período de interesse comparada à eficiência de remoção da DBO <sub>5</sub> .....	56
Gráfico 13 — Variação da DQO do efluente bruto de entrada no reator e efluente final ao longo do período estudado, juntamente ao padrão estabelecido pela Resolução CONSEMA 355/2017.....	58
Gráfico 14 — Ocorrência de ciliados verificada no lodo durante o período de interesse.....	59
Gráfico 15 — Ocorrência de flagelados relacionada a remoção de DQO no período avaliado.....	60
Gráfico 16 — Variação do nitrogênio total no efluente bruto e final ao longo do período avaliado, comparado ao padrão estipulado pela CONSEMA 355/2017 e a eficiência de remoção.....	61

Gráfico 17 — Variação do fósforo total no efluente bruto e final ao longo do período avaliado, comparado ao padrão estipulado pela CONSEMA 355/2017 e a eficiência de remoção.....	62
Gráfico 18 — Variação de SST no reator biológico e no efluente final no período estudado comparados ao padrão estabelecido pela Resolução CONSEMA 355/2017.....	64
Gráfico 19 — Variação do IVL ao longo do período avaliado.....	65
Gráfico 20 — Variação do IVL comparado à temperatura ao longo do período avaliado.....	66
Gráfico 21 — Variação da carga orgânica e vazão ao longo do período avaliado.....	67
Gráfico 22 — Variação da relação A/M ao longo do período avaliado.....	68



## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1 — Parâmetros de lançamento estipulados pela legislação estadual.....	20
Quadro 2 — Possíveis efeitos da eutrofização a partir de excessivos lançamentos de nitrogênio e fósforo em corpos d'água.....	23

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Principais fatores que implicam na necessidade de tratamento terciário..	29
Tabela 2 — Classificação dos organismos presentes na microfauna de lodos ativados.....	33
Tabela 3 — Faixa de valores do IVL e suas respectivas faixas de sedimentabilidade.	37
Tabela 4 — Padrões de lançamento estipulados pela legislação.....	43
Tabela 5 — Métodos físico-químicos adotados.....	44
Tabela 6 — Microrganismos avaliados na caracterização da microfauna.....	45
Tabela 7 — Comparação das variáveis de eficiência de remoção de fósforo com a avaliação da presença de ciliados livres e fixos.....	63

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>12</b>
1.1 Tema geral.....	15
1.2 Objetivo geral.....	15
1.2.1 Objetivos específicos.....	15
<b>2 REVISÃO TEÓRICA.....</b>	<b>17</b>
2.1 Indústria de doces.....	17
2.2 Efluentes líquidos gerados na indústria de doces.....	18
2.3 Parâmetros de qualidade de águas residuárias geradas em indústrias.....	19
2.3.1 Temperatura.....	20
2.3.2 Potencial Hidrogeniônico (pH).....	20
2.3.3 Matéria orgânica.....	21
2.3.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> ).....	21
2.3.3.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	22
2.3.4 Nitrogênio e fósforo.....	22
2.3.5 Sólidos.....	24
2.3.6 Oxigênio Dissolvido (OD).....	25
2.4 Tratamento de efluentes.....	26
2.4.1 Lodos ativados.....	30
2.4.1.1 Microrganismos característicos do processo.....	32
2.4.1.2 Remoção biológica de nitrogênio.....	34
2.4.1.3 Remoção biológica de fósforo.....	35
2.4.1.4 Controle operacional de sistemas de lodos ativados.....	36
2.4.1.5 Processo de lodos ativados de aeração prolongada.....	39
<b>3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....</b>	<b>40</b>
3.1 Caracterização do sistema de tratamento implantado.....	40
3.2 Análises de monitoramento propostas.....	42
3.2.1 Análises de microvida.....	42
3.2.2 Análises físicas e químicas .....	43
3.3 Período para coleta de dados e amostragem.....	44
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>45</b>
4.1 Avaliação da microvida.....	45
4.2 Parâmetros físico-químicos.....	47

4.2.1 Temperatura.....	47
4.2.2 pH.....	49
4.2.3 Oxigênio dissolvido.....	50
4.2.4 DBO <sub>5</sub> .....	52
4.2.5 DQO.....	57
4.2.6 Nitrogênio total.....	61
4.2.7 Fósforo total.....	62
4.2.8 Sólidos suspensos totais.....	64
4.2.9 Índice volumétrico de lodo.....	65
4.3 Vazão e carga.....	66
4.4 Relação A/M.....	67
4.5 Melhorias propostas.....	68
 5 CONCLUSÃO.....	 70
 REFERÊNCIAS.....	 72
 APÊNDICE A — Avaliação da presença de microvida e condições dos flocos....	 80
 APÊNDICE B — Relações avaliadas entre parâmetros físico-químicos e biológicos.....	 82

## 1 INTRODUÇÃO

O conceito de poluição pode ser compreendido por qualquer interferência que seja considerada danosa aos processos de transmissão de energia em um determinado ecossistema, de forma que os elementos poluidores, quando introduzidos no ambiente, são efetiva ou potencialmente prejudiciais aos seres humanos — ou à forma com que este usufrui de seu habitat, bem como dos demais seres vivos que ali se encontram (CETESB, 2020).

Neste contexto, diariamente são despejados, em escala mundial, milhões de toneladas de esgoto inadequadamente tratados e de resíduos dos setores agrícola e industrial em corpos hídricos receptores. Como um dos impactos mais significativos destes despejos se considera que tal contaminação das águas degrada, de forma a enfraquecer ou destruir, os ecossistemas naturais que subsidiam a saúde humana, a produção alimentar e a biodiversidade (ONU, 2010).

Os efluentes industriais, oriundos de uma grande diversidade de processos industriais, possuem grande significância no que diz respeito à degradação ambiental, visto que estes possuem características físicas, químicas e biológicas que, caso não devidamente reconhecidas e tratadas, tornam-se potenciais poluidoras dos corpos receptores destes efluentes — muitas vezes inclusive em maior amplitude, quando comparados aos efluentes domésticos. Neste contexto, as atividades industriais são, por vezes, percebidas como degradadoras ambientais principalmente devido a dois fatores: (a) o acúmulo de matérias primas e insumos, fato que envolve riscos de contaminação por transporte e disposição inadequada; e b) ineficiência dos processos

de conversão, o que necessariamente implica a geração de resíduos (FREIRE et al., 2000).

De acordo com Carvalho (2010), a economia brasileira possui como um de seus alicerces a indústria alimentícia, sendo esta uma das mais tradicionais no cenário produtivo do país.

Para Almeida (2004), uma das questões mais problemáticas relacionada aos processos produtivos é sua geração de cargas poluidoras, mais especificamente efluentes líquidos, os quais podem vir a ser tóxicos ou refratários à microbiota aquática. Neste sentido, os órgãos ambientais das esferas federais, estaduais e municipais vêm buscando o cumprimento das legislações vigentes de forma cada vez mais restritiva, ao mesmo tempo que as indústrias vêm buscando alternativas para se adequarem a estas normas, atuando muitas vezes em diversas frentes desde a minimização de efluentes gerados até a observação de suas características finais. Por esta razão, é crucial que haja o tratamento dos efluentes gerados nas indústrias, sendo que este deve possuir arranjo correspondente à atividade em questão, o que implica também em outra necessidade: o profundo conhecimento das características físico-químicas e biológicas do mesmo, bem como outras informações pertinentes do processo como a vazão e suas características físico-químicas e biológicas.

Para isso, a estação de tratamento de efluentes (ETE) deve ser adequadamente projetada e estar em funcionamento de forma a atender às legislações pertinentes. Em âmbito federal ressaltam-se duas, sendo elas: (a) a Resolução CONAMA 357/05, a qual dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, além de estabelecer padrões de lançamento de efluentes e; (b) Resolução CONAMA 430/11, que dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos d'água receptores. No que se refere ao âmbito estadual, o Rio Grande do Sul conta com a Resolução CONSEMA 355/2017, a qual fixa padrões de emissão de

efluentes líquidos para fontes de emissão que os lancem em águas superficiais no Estado.

O tratamento secundário, também dito tratamento biológico, é frequentemente utilizado em casos onde o efluente possui como característica o alto teor de matéria orgânica ou, mais especificamente, em efluentes industriais com elevadas cargas de açúcar em função destes serem considerados bastante poluidores pois carregam em sua composição materiais dissolvidos que acarretam em alta demanda de oxigênio (química e biológica) (DIWANI et al., 2000). Este fato se justifica pois esta etapa do tratamento consiste na oxidação da matéria orgânica carbonácea particulada e dissolvida em produtos finais simples (como  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ ) e em biomassa adicional (novas células) (METCALF; EDDY, 2016).

Dentre as possibilidades de sistemas de tratamento secundário, os lodos ativados são os mais utilizados considerando o cenário mundial, fato que se explica principalmente em função da alta eficiência que é possível atingir associada à reduzida área de implantação — quando comparada a outros sistemas de tratamento (BENTO et al., 2005). De acordo com o mesmo autor, este processo consiste na oxidação bioquímica de compostos orgânicos e inorgânicos a partir da ação de uma diversificada população microbiana mantida em suspensão em um meio aeróbio. A eficiência deste processo depende de uma série de fatores, sendo a capacidade de floculação da biomassa ativa e a composição dos flocos formados os principais. Tais flocos biológicos são considerados um micro-sistema de alta complexidade, do qual participam organismos como bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários, sendo as bactérias as principais responsáveis pela decomposição da matéria carbonácea e também pela estruturação destes flocos. No entanto, constituintes como protozoários e micrometazoários também representam função importante no que se refere à manutenção do equilíbrio da comunidade bacteriana, bem como na remoção de *E. coli*, redução da  $\text{DBO}_5$  e floculação. Pelo fato destes componentes possuírem sensibilidade em relação às alterações no processo em questão, estes se alteram no

sistema quando submetidos a mudanças nas condições físico-químicas e ambientais do local onde estão inseridas, tornando-se possíveis indicadores das mesmas.

A fim de garantir que o sistema funcione de maneira desejada, é imprescindível que se avalie periodicamente as características operacionais do mesmo. Neste sentido, o controle de parâmetros físico-químicos e da microfauna presente no lodo tornam-se complementares no que diz respeito a serem indicadores do processo de estabilização do efluente, bem como da eficiência ou ineficiência do tratamento e da constituição dos flocos biológicos (GASQUES, 2006).

O Vale do Taquari, localizado no estado do Rio Grande do Sul, é bastante reconhecido pela sua produção de alimentos, tanto no que se refere ao nível primário quanto industrial (THEVES et al., 2018). De acordo com o perfil socioeconômico traçado pelo Banco de Dados Regional da Univates (BDR, 2011), em 2010 haviam 332 indústrias do ramo de fabricação de produtos alimentícios na região do Vale, um número consideravelmente elevado quando se considera uma população de 327.723 habitantes no mesmo período (IBGE, 2010).

## **1.1 Tema geral**

O presente trabalho possui como tema a caracterização da microvida presente em um sistema biológico, tipo lodo ativado, *versus* a eficiência de tratamento, relacionada à presença de nutrientes no meio.

## **1.2 Objetivo geral**

Avaliar a eficiência de um sistema de lodos ativados com foco na remoção de nitrogênio e fósforo em efluente industrial de uma indústria alimentícia.

### **1.2.1 Objetivos específicos**

- a) Caracterizar o modelo de tratamento de efluentes adotado na indústria contemplando o processo de lodos ativados;
- b) Identificar a microfauna presente no sistema de lodos ativados aplicado ao tratamento de efluente industrial rico em sacarose, relacionando-a com as características do floco biológico formado e eficiência do tratamento obtida;



- c) Caracterizar o efluente pré e pós-tratamento por lodos ativados, para identificar a porcentagem de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, promovida pelo processo de tratamento;
- d) Avaliar parâmetros de controle operacional do sistema de lodos ativados.

## **2 REVISÃO TEÓRICA**

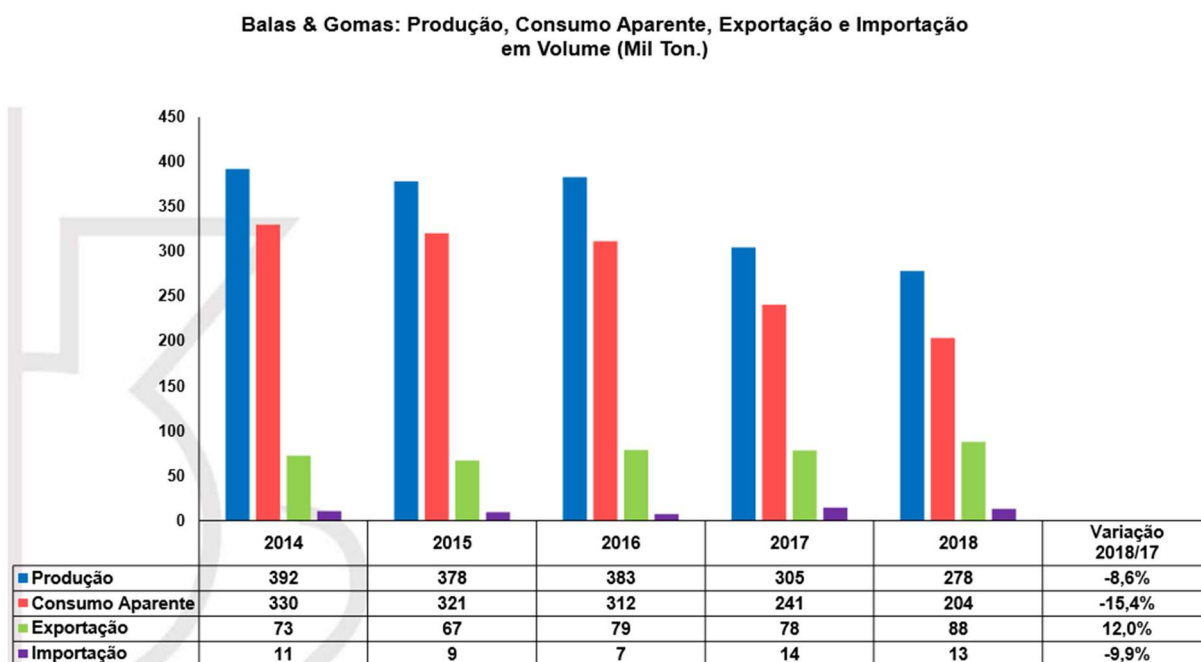
### **2.1 Indústria de doces**

De acordo com a Resolução RDC nº 265, de 22 de setembro de 2005 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), balas são produtos constituídos de açúcar e ou outros ingredientes, podendo apresentar recheio, cobertura, formato e consistência variados (BRASIL, 2005).

Com relação a este produto, o setor de candies no país é considerado praticamente auto-sustentável, tendo produzido em 2018 278 mil toneladas e importado 13 mil toneladas, cerca de 4,68% se comparado à quantidade que foi produzida neste mesmo período - valores que indicam uma baixa dependência de importações, sendo esta necessária apenas em quesitos seletivos, como por exemplo a obtenção de algum aroma, formato ou corante diferente daqueles produzidos nacionalmente (ESPICH, 2014). Simultaneamente, além do setor produzir candies em quantidade suficiente para abastecer o mercado interno praticamente sozinho, ainda se tem capacidade de exportação de uma quantidade significativa, de aproximadamente 31,65% da produção nacional (GRÁFICO 1).

Em relação ao contexto histórico, o Brasil teve sua primeira participação no mercado internacional de candies na década de 80 quando a Associação Brasileira da Indústria de Chocolates, Amendoim e Balas (ABICAB) promoveu a participação de algumas indústrias do setor na maior e mais tradicional vitrine global do ramo, a qual ocorreu em Colônia, na Alemanha (HÉKIS et al., 2016).

Gráfico 1 — Demonstrativo do volume de balas e gomas produzidos, consumidos, exportados e importados no Brasil



Fonte: ABICAB (2018).

## 2.2 Efluentes líquidos gerados na indústria de doces

Os pontos de geração de efluentes dentro da indústria são bastante variados, devido principalmente aos diversos usos da água que ocorrem dentro da mesma. De uma maneira geral, é utilizado um alto volume de águas em formas como: incorporação no produto, lavagem de tanques, equipamentos, tubulações e pisos, água para sistemas de resfriamento e geradores de vapor, águas utilizadas diretamente nas etapas do processo industrial e demais partes (BENICÁ, 2012).

Principalmente devido ao volume significativo de efluente gerado, associado às suas características de elevada carga orgânica e substâncias sintéticas não biodegradáveis (BENICÁ, 2012), é necessário que o efluente seja submetido a um sistema de tratamento adequado, sendo este compatível à demanda particular de cada indústria., visto que, considerando o mesmo segmento de *candies*, há variações na composição dos efluentes gerados em cada indústria em função da extensa variedade de produtos ofertados no mercado e consequente variedade de linhas produtivas em cada empresa.

Além dos pontos de geração referentes às linhas produtivas de fato, há também efluentes sendo gerados nas limpezas de equipamentos, nos sanitários e nas áreas de apoio à produção, tais como refeitório e manutenção (BENICÁ, 2012).

### **2.3 Parâmetros de qualidade de águas residuárias geradas em indústrias**

Segundo Jordão e Pessoa (2011), no que se refere a tratamento de efluentes, se faz necessária a coleta de informações referentes aos parâmetros de qualidade associados às necessidades do projeto, desempenho e operação das estações de tratamento, bem como a união destes fatores como forma de se garantir que as exigências legais sejam alcançadas. Dessa forma, para que o efluente possa ser lançado em corpos receptores sem que haja degradação do mesmo é necessário o cumprimento da legislação vigente por parte do emissor.

Para que seja possível a verificação do cumprimento destas exigências, o monitoramento se mostra uma ferramenta imprescindível. Enquanto a norma ABNT NBR ISO 14001/2015 descreve monitoramento de uma maneira mais genérica como sendo a determinação da situação de um sistema, processo ou atividade; ao se referir ao monitoramento de efluentes este tem como principal objetivo a análise de alterações nas variáveis ambientais causadas pelo efluente em questão, além de ser possível o diagnóstico referente a sua variação temporal a partir de um conjunto de coletas e análises de amostras em laboratório.

Nesse sentido, as práticas de monitoramento mostram-se fundamentais para que se certifique que o efluente apresenta valores dentro do exigido pela legislação estadual no que se refere aos parâmetros de emissão de efluentes líquidos em águas superficiais. Para tal, a Resolução CONSEMA 355/2017 estipula limites para parâmetros como: DBO<sub>5</sub>, DQO, fósforo total, nitrogênio amoniacal, sólidos suspensos totais e coliformes termotolerantes, dentre outros (QUADRO 1), sendo estes referente a efluentes que não sejam sanitários.

Quadro 1 — Parâmetros de lançamento estipulados pela legislação estadual

Faixa de vazão do efluente (m³/d)		DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Fósforo Total		Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Coliformes Termotolerantes	
					mg/L	Eficiência		NMP/100mL	Eficiência
(1)	Q < 100	120	330	140	4	75%	20	10 <sup>5</sup>	95%
(2)	100 ≤ Q < 500	110	330	125	3	75%	20	10 <sup>4</sup>	95%
(3)	500 ≤ Q < 1.000	80	300	100	3	75%	20	10 <sup>4</sup>	95%
(4)	1.000 ≤ Q < 3.000	70	260	80	2	75%	20	10 <sup>4</sup>	95%
(5)	3.000 ≤ Q < 7.000	60	200	70	2	75%	20	10 <sup>4</sup>	95%
(6)	7.000 ≤ Q < 10.000	50	180	60	2	75%	20	10 <sup>4</sup>	95%
(7)	10.000 ≤ Q	40	150	50	1	75%	20	10 <sup>3</sup>	99%

Fonte: Rio Grande do Sul (2017).

A partir das informações disponíveis, é possível verificar que os padrões de lançamento variam conforme a faixa de vazão do efluente que a empresa se enquadra, de forma que, quanto maior a vazão diária, mais restritiva a legislação se mostra.

### 2.3.1 Temperatura

A temperatura é um parâmetro físico de suma importância no tratamento biológico, devendo ser controlado pois este é capaz de alterar as taxas de reações químicas e biológicas. Além disso, com o aumento da temperatura ocorre a diminuição na concentração de oxigênio dissolvido no meio, bem como é nesta condição que se verifica o maior crescimento biológico, sendo que se considera ideal a faixa entre 25°C e 35°C para as atividades biológicas (METCALF; EDDY, 2016).

Considerando que a temperatura é um dos parâmetros que devem ser controlados para que se obtenha um tratamento adequado por lodos ativados, é recomendado que esta deve ser mantida entre 20 e 30 °C (BENATTO, 2012).

### 2.3.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico de uma dada solução indica o grau de concentração de íons hidrogênio presentes, sendo indicador da acidez ou alcalinidade da água (CREPALDI et al., 2010). De acordo com Filho e Chui (2006), a condição de pH dos

efluentes é diretamente vinculada a contaminação ocasionada pelos diversos processos industriais.

No que refere-se a sua influência no tratamento biológico por lodo ativado, Benatto (2012) destaca que neste processo o pH deve ser mantido na faixa de 6,0 e 8,0 pois estando abaixo deste valor mínimo haverá formação de fungos e má sedimentação do lodo, enquanto que se estiver acima do valor máximo, o lodo apresentará cor amarelo-marrom e a água terá turbidez elevada.

Em estudo realizado em uma indústria de alimentos atuante no segmento de *candies* foi observado que a média do pH do efluente bruto gerado nos procedimentos de limpeza interna das máquinas de três linhas de produção avaliadas foi de 6,9, não tendo apresentado variação estatística considerada significativa (THEVES et al., 2018).

### **2.3.3 Matéria orgânica**

A matéria orgânica é um parâmetro que possui alta significância no que se refere à qualidade das águas, visto que sua presença nos corpos d'água e efluentes acarreta o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos em processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996). Os principais constituintes da matéria orgânica do efluente são proteínas, carboidratos, óleos e gorduras (METCALF; EDDY, 2016).

De acordo com Von Sperling (1996), o teor de matéria orgânica presente, tanto em águas quanto em efluentes, é medido de maneira indireta a partir de dois principais parâmetros: DBO e DQO, sendo portanto, indicadores do potencial de consumo do oxigênio dissolvido.

#### **2.3.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)**

A demanda bioquímica de oxigênio representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica contida em águas e efluentes, a qual ocorre por meio da decomposição microbiana aeróbia. Valores altos deste parâmetro geralmente estão relacionados ao lançamento de cargas orgânicas em efluentes

domésticos e daqueles de origem industrial de processos específicos, representando alta concentração de poluentes biodegradáveis e ocasionando a diminuição no oxigênio dissolvido do meio, o que pode provocar a mortandade dos indivíduos aquáticos presentes (BITTENCOURT; PAULA, 2014).

### **2.3.3.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

De acordo com Von Sperling (1996), o teste de DQO mede o consumo de oxigênio em função da oxidação química da matéria orgânica. Quando comparada a análise da DBO, esta é mais abrangente em seu resultado, visto que a DBO refere-se somente a oxidação bioquímica da matéria orgânica, realizada exclusivamente por microrganismos. Outra diferença entre os dois parâmetros é o tempo de obtenção dos resultados, visto que a DQO leva de 2 a 3 horas enquanto o tempo mínimo para DBO é de 5 dias (DBO<sub>5</sub>).

Theves et al. (2018) demonstraram que os valores de DQO em efluentes brutos oriundos de uma indústria de *candies* é bastante variável em função da linha produtiva em que foi gerado a partir de sua limpeza. No estudo, a Linha 1 possuía grande concentração de amido, açúcar e gelatina, enquanto a Linha 2, de açúcar e gelatina, e a Linha 3, de açúcar, de forma que apresentaram valores de DQO entre aproximadamente 53.000 e 69.000 mg L<sup>-1</sup>. Além disso, foi constatada a possibilidade da quantidade de água utilizada em cada linha interferir nos valores obtidos de DQO, visto que esta implica diretamente na diluição do efluente gerado.

### **2.3.4 Nitrogênio e fósforo**

A presença de nutrientes, apesar de possuir grande importância na cadeia alimentar (BARRETO et al., 2013), quando ocorre em grandes quantidades, tanto em efluentes brutos quanto tratados, pode tornar-se um grande problema quando lançado em corpos receptores, tendo em vista que neste se dará o processo de eutrofização, o qual consiste na fertilização contínua dos cursos d'água. O resultado deste processo é o crescimento de microrganismos autótrofos como as algas, cuja condição básica é a presença de nutrientes como nitrogênio e fósforo associados ao dióxido de carbono (PROSAB, 2009).

Com relação aos seus efeitos, estes abrangem uma série de elementos tanto referentes às características da água em si quanto a vida dos organismos aquáticos ali presentes, conforme descrito no Quadro 2.

Quadro 2 — Possíveis efeitos da eutrofização a partir de excessivos lançamentos de nitrogênio e fósforo em corpos d'água

Efeitos ocasionados pela eutrofização
<ul style="list-style-type: none"><li>• Aumento da biomassa de fitoplâncton e vegetação macrófita</li><li>• Aumento da biomassa de espécies consumidoras</li><li>• Aumento na mortalidade de peixes</li><li>• Alteração na composição de vegetação macrófita</li><li>• Diminuição da transparência da água</li><li>• Depleção de oxigênio</li><li>• Redução da diversidade de espécies</li><li>• Alteração de características como sabor, odor, turbidez e cor da água</li><li>• Comprometimento das condições mínimas requisitadas para atividades de lazer na água</li></ul>

Fonte: Da autora, adaptado de Smith e Schindler (2009).

Neste sentido, vem se tendo cada vez mais consciência da necessidade de tratamento adequado dos efluentes a fim de se ter a preservação dos corpos de água receptores, bem como, da saúde pública no que se refere à possibilidade de infiltração deste efluente em solos, atingindo águas subterrâneas e, conseqüentemente, alterando sua qualidade — esta, vindo a ser utilizada como fonte de abastecimento público, pode vir a ocasionar problemas de saúde em seus consumidores: este fato se dá em função da oxidação da amônia que ocorre no solo, produzindo formas oxidadas do nitrogênio como os nitritos e nitratos (PROSAB, 2009). Estes são ainda mais prejudiciais à recém-nascidos, os quais são mais suscetíveis a adquirir a metahemoglobina, sendo que esta sensibilidade se manifesta especialmente nos primeiros seis meses de vida da criança, com maior incidência na primeira metade deste período (ASAE, 2020).

Para a remoção do nitrogênio em sistemas biológicos de tratamento de efluentes são realizados processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação. No primeiro, o qual é um processo aeróbio, bactérias autotróficas atuam como mediadoras da oxidação de amônia para suas formas de nitrito e nitrato. Enquanto no segundo, ocorre a redução de nitrito e nitrato para nitrogênio molecular, neste a



matéria orgânica age como redutora e as bactérias heterotróficas como mediadoras. Estes dois possuem como resultado final a conversão do nitrogênio amoniacal em nitrogênio molecular, o qual se desprende como gás da fase líquida (PROSAB, 2009).

Juntamente ao nitrogênio, o fósforo contribui de forma significativa no aumento da fertilidade dos corpos receptores quando lançado em quantidades excessivas no meio (BRAGA, 2006). No entanto, estes não são os únicos nutrientes responsáveis pelo favorecimento deste cenário:

O crescimento e a proliferação de macrófitas e fitoplâncton depende da disponibilidade de cerca de dezenove nutrientes, entre eles, carbono, hidrogênio, oxigênio, enxofre, potássio, cálcio, magnésio, nitrogênio, fósforo, molibdênio e outros. A maior parte destes é necessário em quantidades mínimas, traços somente. Oxigênio, carbono, nitrogênio e fósforo são entretanto, necessários em maior quantidade (HENDERSON-SELLES apud VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997).

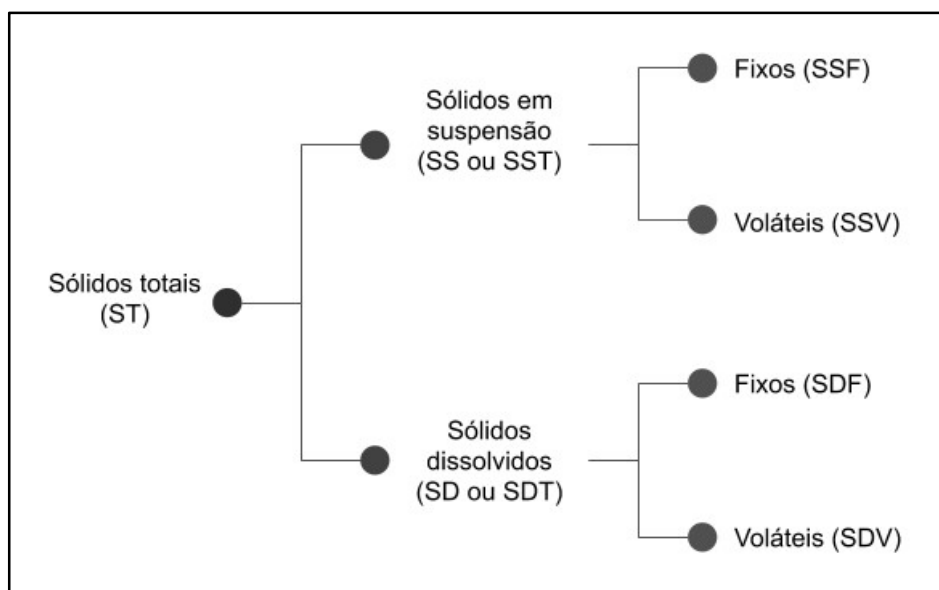
No que se refere a efluentes industriais, a natureza da indústria possui grande significância na determinação da proporção P/DQO. Por exemplo, em indústrias processadoras de materiais animais, tais quais curtumes, matadouros e frigoríficos, a proporção é de aproximadamente  $0,03 \text{ mgP} \cdot \text{mg}^{-1} \text{ DQO}$ , podendo ser até maior. Já em indústrias que processam materiais vegetais, como cervejarias e fabricantes de papel, “a concentração de P nas águas residuárias muitas vezes nem é suficiente para a produção de lodo de excesso e a adição de fosfato é necessária para evitar problemas operacionais” (PROSAB, 2009).

Benatto (2012) destaca que os nutrientes são fatores que influenciam o tratamento biológico por lodos ativados, sendo recomendado para 100 g de DBO, 5 g de Nitrogênio e 1 g de Fósforo.

### **2.3.5 Sólidos**

Todos os poluentes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. Estes podem ser classificados em função de três características: tamanho e estado, propriedades químicas e decantabilidade (VON SPERLING, 1996).

Figura 1 — Distribuição dos sólidos em efluentes



Fonte: Da autora, adaptado de Von Sperling (1996).

### 2.3.6 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido é imprescindível para os seres aeróbios, os quais vivem exclusivamente em sua presença. Segundo Bittencourt e Paula (2014), o nível de disponibilidade de OD é dependente do balanço entre a quantidade consumida por bactérias para estabilizar a matéria orgânica e a quantidade produzida no próprio corpo d'água a partir dos organismos fotossintéticos e de processos de aeração. Dessa forma, no cenário de consumo exagerado, ocorrerá a morte de seres aquáticos, enquanto que, caso o consumo de OD seja total, o meio torna-se anaeróbio, podendo vir a apresentar odores (BENATTO, 2012). Nesse sentido, o OD torna-se o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos, bem como é frequentemente utilizado no controle operacional de estações de tratamento de efluentes (VON SPERLING, 2005).

De acordo com Benatto (2012), por este ser um fator de influência no tratamento biológico por lodos ativados, o OD deve ser mantido entre 1 e 4 mg/L. Sendo que concentrações mais elevadas favorecem a nitrificação.

## 2.4 Tratamento de efluentes

Os sistemas de tratamento de efluentes possuem como finalidade a reprodução do processo de autodepuração que ocorre naturalmente nos corpos hídricos, porém com o acréscimo da tecnologia para que ocorra em condições controladas e em taxas mais elevadas (BRASIL, 2008). De acordo com Giordano (2005), estes sistemas consistem na transformação de poluentes dissolvidos e em suspensão presentes no efluente em gases inertes e/ou em sólidos sedimentáveis para etapa posterior de remoção a partir de sua separação em fase sólida e líquida.

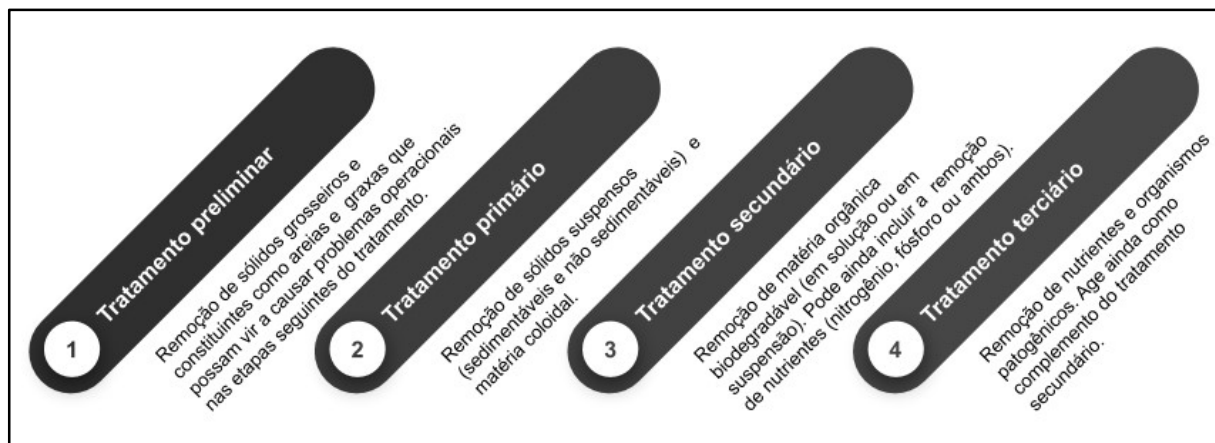
Figura 2 — Principais objetivos do tratamento de efluentes



Fonte: Da autora, adaptado de Brasil (2008).

As etapas de tratamento pelas quais o efluente é submetido dependem de suas características e, conseqüentemente, quais poluentes dele precisam ser removidos. De maneira geral, o tratamento de efluentes pode conter as seguintes etapas: preliminar, primário, secundário e terciário (FIGURA 3) (METCALF; EDDY, 2016). No entanto, após a caracterização do afluente é possível a determinação de outro arranjo para seu tratamento, podendo deixar de necessitar algumas etapas ou então necessitar de etapas além do demonstrado acima, que ajam de maneira mais específica e/ou eficiente na remoção dos poluentes.

Figura 3 — Fases do tratamento de efluentes e principais objetivos respectivos



Fonte: Da autora, adaptado de Metcalf e Eddy (2016).

Como primeira etapa do tratamento de efluentes, o tratamento preliminar tem por objetivo a remoção de materiais grosseiros e areia, principalmente por meio de gradeamento, caixa de areia e peneiras (rotativas ou estáticas). Estas primeiras medidas possuem fundamental importância para promover a proteção das unidades de tratamento subsequentes, à medida que evitam o assoreamento dos reatores e decantadores, além de processos abrasivos nas bombas e obstruções em dispositivos de transporte do efluente (BITTENCOURT; PAULA, 2014).

Após a remoção dos sólidos grosseiros contidos no efluente, este passa pelo tratamento primário para que sejam removidos os sólidos sedimentáveis. De acordo com Bittencourt e Paula (2014), esta etapa do processo tem como principal objetivo a redução do consumo de energia que virá a ser utilizada na aeração na fase do tratamento secundário.

O tratamento secundário, também conhecido como tratamento biológico, é a etapa responsável pela remoção da matéria orgânica a partir da ação de microrganismos. Este processo consiste basicamente no agrupamento das bactérias (formação de flocos biológicos) e consumo do material orgânico presente no efluente por parte das bactérias, que as utilizam em suas atividades essenciais. Após, em um decantador secundário ou no fundo de uma lagoa de tratamento, as bactérias são sedimentadas, levando consigo as impurezas (BITTENCOURT; PAULA, 2014).

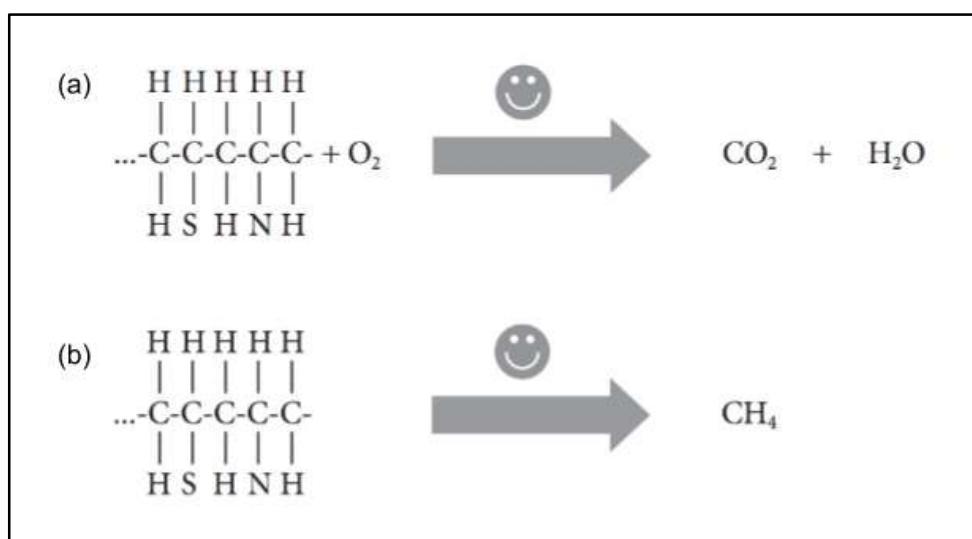
Além da absorção das impurezas (matéria orgânicas) para a composição da própria constituição celular (anabolismo), a conversão de matéria orgânica

em gases para obtenção de energia também é responsável pela redução da carga poluidora de um determinado esgoto em tratamento (catabolismo) (BITTENCOURT; PAULA, 2014).

Estes flocos biológicos em excesso são removidos do sistema e destinados a processos de secagem, podendo esta ser natural ou mecanizada, e posteriormente sendo encaminhados a uma disposição adequada (GIORDANO, 2005).

A matéria orgânica pode passar pelo processo de decomposição tanto no meio aeróbio quanto no anaeróbio, produzindo respectivamente dióxido de carbono e água e, metano, conforme ilustrado de forma simplificada na Figura 4.

Figura 4 — Principais reações na decomposição da matéria orgânica (a) em meio aeróbio e (b) em meio anaeróbio



Fonte: Bittencourt e Paula (2014).

Em função da alta complexidade referente a composição da matéria orgânica, sua decomposição permite a formação de uma série de diferentes compostos orgânicos e inorgânicos (BITTENCOURT; PAULA, 2014).

A etapa do tratamento terciário está geralmente destinada à remoção de nutrientes a partir de métodos físico-químicos, biológicos ou mistos (BITTENCOURT; PAULA, 2014). Esta fase se faz necessária visto que o efluente deixa o tratamento secundário convencional apresentando uma série de contaminantes remanescentes como partículas em suspensão, coloides e sólidos dissolvidos. Estes dois primeiros devem ser devidamente removidos a fim de evitar que o processo de desinfecção seja

comprometido, bem como o lançamento do efluente tratado para o meio ambiente ou a prática de reúso, caso seja esta a intenção. No que se refere aos sólidos dissolvidos, estes podem variar de íons inorgânicos relativamente simples até compostos orgânicos de alta complexidade, como é o caso de fármacos e outros compostos sintéticos (METCALF; EDDY, 2016).

De maneira mais específica, Metcalf e Eddy (2016) classificam estes componentes remanescentes em quatro grupos:

- Material particulado ou coloidal, orgânico e inorgânico;
- Compostos orgânicos dissolvidos;
- Substâncias inorgânicas dissolvidas;
- Microrganismos.

Para estes, são apresentados alguns dos principais fatores que fazem com que seja necessário um tratamento adicional, sendo que estes afetam o tratamento em si, o corpo receptor e suas formas de vida, bem como podem impactar na saúde humana (TABELA 1).

Tabela 1 — Principais fatores que implicam na necessidade de tratamento terciário

Contaminante	Necessidade de tratamento adicional
Material particulado, ou coloidal, orgânico e inorgânico	Pode comprometer a eficiência na desinfecção, causar depósitos de lodos ou comprometer a transparência da água do corpo receptor, afetar a turbidez do efluente, proteger as bactérias durante o processo de desinfecção ou reduzir a concentração de OD no corpo receptor.
Compostos orgânicos dissolvidos	Podem reduzir a concentração de OD no corpo receptor, apresentar toxicidade química para organismos vivos, ocasionar efeitos nas espécies aquáticas (alterações endócrinas, no caso de fármacos) ou ocasionar a formação de espuma e interferência no processo de coagulação (no caso de surfactantes).
Compostos inorgânicos dissolvidos	Podem contribuir para o processo de eutrofização, apresentar toxicidade a espécies aquáticas, gerar a necessidade de aumento na dosagem de produtos químicos, interferir no processo de abrandamento, afetar o gosto da água, interferir no processo de coagulação ou reduzir a concentração de OD no corpo receptor.
Microrganismos	Bactérias, cistos e oocistos de protozoários e vírus podem ser causadores de doenças.

Fonte: Da autora, adaptado de Metcalf e Eddy (2016).

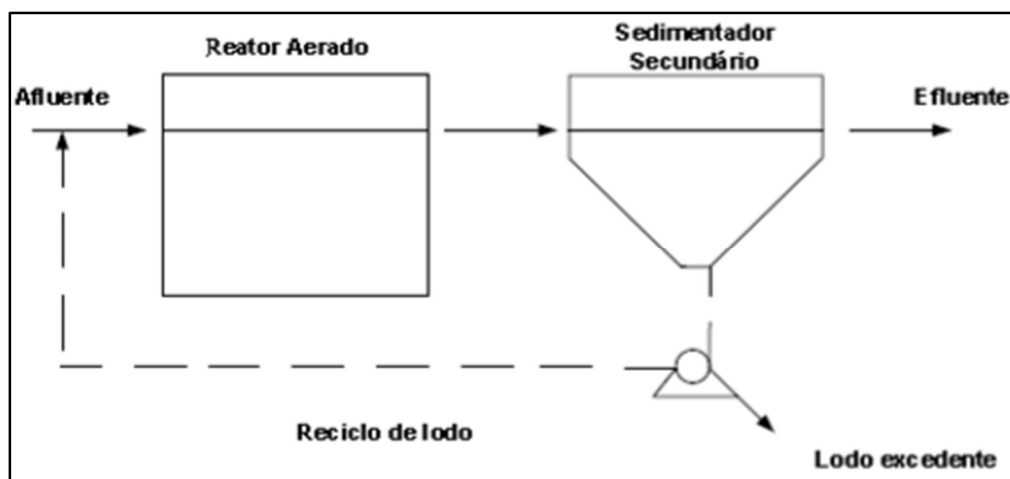
### 2.4.1 Lodos ativados

O processo de lodos ativados vem sendo comumente utilizado como processo biológico no tratamento de efluentes domésticos e industriais. De acordo com Metcalf e Eddy (2016), este processo teve o início de seu desenvolvimento no início da década de 1880 a partir da verificação de que a oxidação da matéria orgânica ocorreu de forma acelerada quando foi realizado um estudo do processo de aeração de esgotos em tanques na Inglaterra, pelo Dr. Angus Smith.

A partir de então, foram conduzidos uma série de estudos por vários pesquisadores até chegar-se no conceito de *lodos ativados*, tendo recebido esta denominação em função “de ser produzida uma massa ativa de microrganismos, responsável pela estabilização aeróbia da matéria orgânica presente nos efluentes” (Metcalf; Eddy, 2016).

Como unidades constituintes da etapa biológica do sistema de lodos ativados se tem essencialmente o tanque de aeração, o tanque de sedimentação e a recirculação do lodo, conforme Figura 5.

Figura 5 — Unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados



Fonte: Von Sperling (2016).

Em seu arranjo usual, este processo de tratamento é utilizado com o propósito de remoção da carga orgânica com alta eficiência. Nos tanques de lodos ativados a produção dos microrganismos é estimulada a partir da aeração de modo artificial já que estes são responsáveis pelo consumo da matéria orgânica em prol da manutenção de suas atividades vitais e de reprodução. Neste processo, o carbono

passa a ser constituinte de novas células como material construtor, além de ser convertido em gás carbônico e água (BITTENCOURT; PAULA, 2014).

Para que ocorra a saída do clarificado, os flocos biológicos formados no tanque de lodos ativados sedimentam no decantador secundário. De acordo com Bittencourt e Paula (2014), este lodo é drenado e tratado juntamente ao lodo proveniente do decantador primário (lodo secundário e primário, respectivamente), compondo o tratamento da fase sólida do efluente — sendo o tratamento da fase líquida equivalente a todo o restante do processo, até a disposição final do efluente tratado.

Como principais etapas de tratamento do lodo, este é inicialmente adensado e, ao ter sua umidade reduzida, passa por um processo de digestão anaeróbia. O lodo mineralizado resultante desta etapa é desidratado em filtros, prensas ou centrífugas para finalmente ser encaminhado para sua disposição final, podendo esta se dar em aterros sanitários, na agricultura ou mesmo em coprocessamento (BITTENCOURT; PAULA, 2014).

Ao se optar pela utilização do processo por lodo ativado, a etapa mais crítica é, segundo Metcalf e Eddy (2016), a caracterização do efluente, para que o projeto seja implementado de forma correta. Além disso, o levantamento das seguintes informações é também de primordial importância:

- O volume do tanque de aeração;
- A taxa de produção de lodo
- A taxa de fornecimento de oxigênio;
- A caracterização do perfil de variação da vazão afluente;
- A concentração de parâmetros relevantes no efluente tratado.

De maneira mais específica, quando trata-se da remoção de nutrientes por processos biológicos, a previamente citada caracterização torna-se imprescindível para estimar o desempenho do sistema e para avaliar estações de tratamento já existentes, tendo por objetivo a otimização do desempenho juntamente à verificação da capacidade de tratamento disponível. Em caso do levantamento de dados de forma incorreta ou insuficiente, é possível que a estação seja sub ou superdimensionada, fazendo com que o tratamento seja inadequado ou ineficiente (METCALF; EDDY, 2016).



Para que não ocorram tais situações de inadequação no tratamento, deve-se atentar à NBR 12209/2011, a qual é designada à elaboração de projetos de estações de tratamento de efluentes. Nela constam alguns pontos de destaque a serem observados:

- A idade do lodo deve ser de acordo com os intervalos: de 2 a 4 dias para os sistemas de alta taxa, de 4 a 15 dias para taxa convencional e mais de 18 dias para aeração prolongada;
- A concentração de sólidos em suspensão no interior dos reatores biológicos do lodo ativado deve estar entre 1.500 e 6.000 mg/L;
- O sistema de aeração deve ser projetado de forma a proporcionar no mínimo 1,5 mgO<sub>2</sub>/L de concentração no tanque, tanto para lodos ativados de aeração prolongada quanto de taxa convencional.

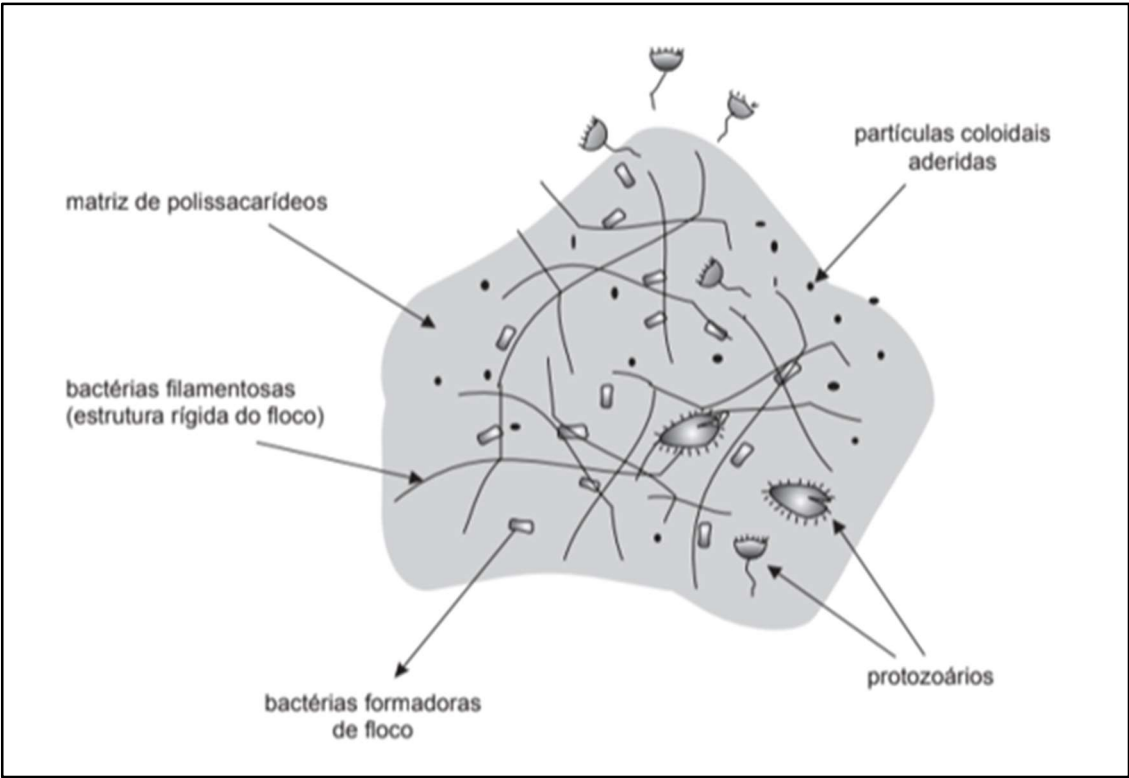
Por outro lado, com relação ao último item, Yadav, Khardenavis e Kapley (2014) consideram que a faixa ideal de aeração seja mais significativa, no intervalo compreendido entre 2 e 4 mgO<sub>2</sub>/L.

#### **2.4.1.1 Microrganismos característicos do processo**

A estrutura de um floco biológico formado no processo de lodos ativados é resultado da interação de um conjunto de microrganismos como bactérias filamentosas, bactérias formadoras de flocos, protozoários, partículas coloidais aderidas e matriz de polissacarídeos, conforme ilustrado na Figura 6.

A avaliação microscópica dos flocos e da microvida presente na biomassa do lodo é considerada por Cybis e Pinto (1997) como indicador de desempenho e eficiência do sistema, além da vantagem de que esta investigação demanda menos tempo quando comparada a análises físico-químicas que visam avaliar as condições depurativas do processo.

Figura 6 — Representação esquemática de um floco de lodo ativado



Fonte: Von Sperling (2016).

Neste sentido, Bento et al. (2005) levantaram um compilado de informações a respeito dos agrupamentos da microfauna dos lodos ativados, conforme Tabela 2.

Tabela 2 — Classificação dos organismos presentes na microfauna de lodos ativados

Grupos	Classificação	Breve descrição
Ciliados	Ciliados predadores de flocos	Possuem a célula achatada dorsoventralmente e cílios modificados e agrupados na parte do corpo que fica em contato com o substrato. São vorazes predadores de bactérias.
	Ciliados Livre Natantes	Possuem cílios distribuídos regularmente por toda a célula e nadam livremente entre os flocos. São predadores e carnívoros.
	Ciliados Fixos	Ficam unidos ao substrato por um pedúnculo. Os cílios se localizam na região anterior ao corpo, próximos à cavidade oral.
Amebas	Tecamebas	Possuem revestimento externo (proteínas, sílica, calcário, ferro, etc.).
	Amebas nuas	Não possuem forma definida, seu corpo é mole.
Flagelados	Zooflagelados	São flagelados não pigmentados podendo possuir um ou mais flagelos. Ingerem matéria sólida ou substâncias dissolvidas (orgânicas e inorgânicas).

Tabela 3 — Classificação dos organismos presentes na microfauna de lodos ativados

Micro-metazoários	Rotíferos, Nematóides, Anelídeos, Tradigrados	São pluricelulares de vários filos. Possuem taxa de crescimento lenta, sendo sua maioria composta por predadores de bactérias e protozoários.
-------------------	--	---

Fonte: Da autora, adaptado de Bento et al. (2005).

Em função da população microbiana sofrer alterações dependendo das características do efluente e condições ambientais, sua sensibilidade a torna um parâmetro da funcionalidade do processo e, conseqüentemente, da qualidade biológica do sistema (ZOBY JR. et al., 2014).

#### 2.4.1.2 Remoção biológica de nitrogênio

Para Metcalf e Eddy (2016), a partir dos primeiros anos da década de 2000 começou-se a dar maior importância para o cenário de elevadas taxas de remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na implantação dos processos de tratamento biológico por lodos ativados.

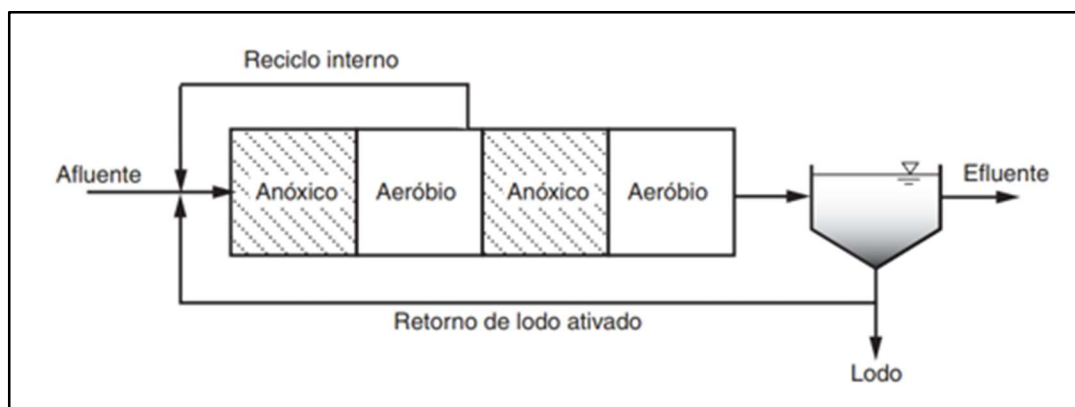
Para que seja possível promover a remoção de nutrientes através do processo de lodos ativados, Metcalf e Eddy (2016) apontam como possibilidade a incorporação de um sistema MBR em um processo Bardenpho de quatro estágios.

Como em um sistema de lodo ativado com clarificador secundário, a utilização de uma fonte externa de carbono na região pós-anóxica é opcional, mas é necessária quando se deseja obter um efluente final com uma concentração de nitrogênio total muito baixa. Com esse processo é possível obter efluentes com concentrações de  $\text{N-NO}_3$  inferiores a 1 ou 2 mg/L. (METCALF; EDDY, 2016).

No arranjo específico do processo Bardenpho de quatro estágios ocorre a união dos sistemas pré e pós-desnitrificação (FIGURA 7).

Nele, a etapa inicial consiste no processo de nitrificação ocorrer na zona aeróbia que recircula o nitrato para a zona anóxica, a qual é anterior na sequência de passagem do efluente e é onde ocorre a desnitrificação — em função da presença de matéria orgânica presente no efluente bruto.

Figura 7 — Diagrama esquemático do processo Bardenpho para remoção de nutrientes



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

Após esta primeira etapa, o nitrato entra novamente em contato com a condição anóxica, o que possibilita a remoção do nitrato remanescente da primeira passagem. Em função da ocorrência deste segundo contato, o sistema possui cerca de 90% de eficiência na remoção do nitrogênio (NETO, 2014).

#### 2.4.1.3 Remoção biológica de fósforo

Conforme Metcalf e Eddy (2016), a remoção deste nutriente se faz necessária tendo em vista seu potencial auxílio nos processos de eutrofização, considerando que o fósforo é considerado um nutriente limitante na maioria dos sistemas de água doce. Desta forma, os limites de fósforo para a descarga de efluentes variam de 0,10 a 1,0 mg/L de fósforo, e, em alguns locais, a até 0,05 mg/L, dependendo de onde está instalada a ETE em questão e qual o potencial poluidor em relação ao corpo receptor.

Sua remoção pode ocorrer por meio de métodos químicos, biológicos ou ambos. Com relação ao biológico, este possui como melhoria o fato de envolver “a incorporação de fósforo na biomassa produzida em sistemas de tratamento e subsequente remoção da biomassa através do descarte de lodo” (METCALF; EDDY, 2016). Ainda de acordo com os autores, neste processo, os denominados organismos acumuladores de fósforo (OAFs) tem seu crescimento estimulado, juntamente ao seu consumo de fósforo em sistemas que possuem reator que produz OAFs, o que gera vantagem competitiva em relação às demais bactérias.

O processo é baseado no contato do lodo ativado presente no liquor misto com o afluente ou outra corrente contendo ácidos graxos voláteis (AGV), em um reator anaeróbio antes da alimentação dos reatores anóxico ou aeróbio. Ao contrário de outros organismos heterotróficos, os organismos acumuladores de fósforo (PAO) são capazes de assimilar e transformar o acetato e o propionato, na região anaeróbia, em carboidratos que são armazenados nas células (METCALF; EDDY, 2016).

Desta forma, as técnicas que envolvem a remoção biológica de fósforo são baseadas na capacidade de determinadas bactérias acumularem dentro de suas células fosfato solubilizado na forma de polifosfatos, o que ocorre quando são disponibilizadas condições ótimas de crescimento para estes organismos (WANG et al., 2008).

#### 2.4.1.4 Controle operacional de sistemas de lodos ativados

A eficiência do processo de tratamento por lodos ativados é vinculada à carga orgânica diária afluente e a massa de microrganismos presente no reator (sólidos em suspensão voláteis) (GIORDANO, 2005). Esta, descrita como relação alimento/microrganismos (A/M), pode ser expressa pela Equação 1.

$$A/M = \frac{Q \text{ (m}^3/\text{d)} \times DBO \text{ (mg O}_2\text{/L)}}{SSV \text{ (mg/L)} \times \text{Volume do Reator (m}^3\text{)}} = \frac{\text{kg DBO}}{\text{kg SSV} \cdot \text{d}} \quad (1)$$

No entanto, a relação em questão não expressa diretamente a porção de matéria orgânica que de fato é removida no reator, visto que é somente uma representação da carga disponível (VON SPERLING, 2005).

Outro parâmetro de controle é o índice volumétrico de lodo (IVL), o qual equivale à quantidade, em mililitros, ocupada por 1 g de lodo após decantação de 30 minutos, sendo comumente utilizado para monitorar características de sedimentação tanto em lodos ativados como em outras suspensões biológicas (APHA, 2012). Este é calculado a partir da Equação 2.

$$IVL = \frac{\text{Sólidos Sedimentáveis em 30' x 1000}}{SST} \quad (2)$$

Onde:

IVL = índice volumétrico de lodo (mL/g)

SST = concentração dos sólidos em suspensão totais na amostra (mg/L)

A Tabela 3 expressa as faixas de sedimentabilidade do lodo e seus valores de IVL.

Tabela 3 — Faixa de valores do IVL e suas respectivas faixas de sedimentabilidade

<b>Sedimentabilidade</b>	<b>Faixa IVL (mL/g) segundo Von Sperling (2001)</b>	<b>Sedimentabilidade</b>	<b>Faixa IVL (mL/g) segundo Jordão e Pessoa (2011)</b>
Ótima	0 - 50	Perfeita	< 50
Boa	50 - 100	Muito boa	50 - 100
Média	100 - 200	Tolerável	100 - 200
Ruim	200 - 300	Má	200 - 400
Péssima	300 - 400	Praticamente impossível	> 400

Fonte: Adaptado pela autora com base em Von Sperling (2001) e Jordão e Pessoa (2011).

Um terceiro parâmetro a ser considerado é a idade do lodo (IL), sendo este referente ao tempo em que os microrganismos são mantidos no sistema, ou então ao tempo de retenção dos sólidos (EQUAÇÃO 3). Este está diretamente relacionado à eficiência do sistema, visto que a maior permanência destes sólidos implica no maior tempo para que a biomassa presente metabolize praticamente toda a matéria orgânica (VON SPERLING, 2016).

$$\theta_c = \frac{V \cdot X_e}{Q_d \cdot X_u} \quad (3)$$

Onde:

V = volume do tanque (m<sup>3</sup>)

X<sub>e</sub> = concentração de biomassa no tanque (kg/m<sup>3</sup>)

Q<sub>d</sub> = vazão de descarte do lodo (m<sup>3</sup>/d)

X<sub>u</sub> = concentração de biomassa no decantador (kg/m<sup>3</sup>)

Associado ao conceito anterior, o excesso de lodo também é um indicador do adequado funcionamento do sistema de lodos ativados à medida que, a partir da idade do lodo é possível determinar a quantidade que está excedente no reator biológico

(EQUAÇÃO 4) — devendo esta ser retirada do sistema a fim de mantê-lo em equilíbrio (AMORIM et al., 2014).

$$Q_d = \frac{V \cdot X_e}{\theta_c \cdot X_u} \quad (4)$$

Onde:

V = volume do reator (m<sup>3</sup>)

X<sub>e</sub> = concentração de biomassa no tanque (kg/m<sup>3</sup>)

θ<sub>c</sub> = idade do lodo (dias)

X<sub>u</sub> = concentração de biomassa no decantador (kg/m<sup>3</sup>)

O tempo de detenção hidráulica (TDH) reflete o tempo que o efluente leva para percorrer o reator biológico, sendo este expresso pela relação entre o volume total do reator biológico e a vazão (VON SPERLING, 2016).

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (5)$$

Onde:

V = volume do reator (m<sup>3</sup>)

Q = vazão (m<sup>3</sup>/dia)

Ainda, a vazão de reciclo de lodo biológico deve ser avaliada, sendo esta a parcela de lodo do decantador secundário que retorna para o reator biológico em função de possuir os microrganismos que decompõem a matéria orgânica e também a fim de manter a quantidade de SSV no reator em questão (AMORIM et al., 2014). Este é um procedimento justificado pelo fato do tempo de detenção do líquido ser bastante baixo (questão de horas), o que faz com que o volume do tanque de aeração seja reduzido, no entanto, a partir da recirculação dos sólidos, estes são mantidos no sistema por maior tempo do que o do líquido (VON SPERLING, 2016).

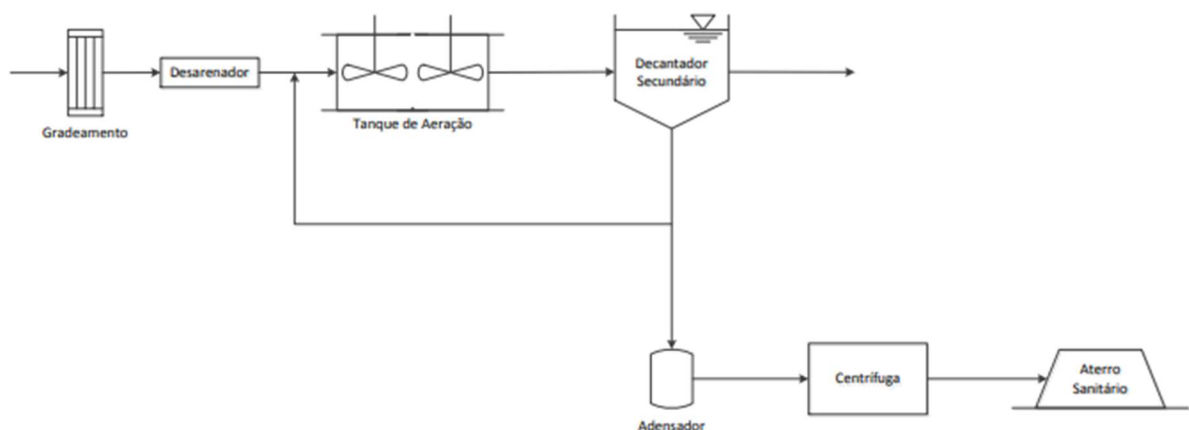
Além disso, outros parâmetros de controle se fazem necessários para a performance adequada do sistema, tais como a relação SSV/SS, a concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração e testes de respiração da mistura do tanque de aeração, além de análises microscópicas do lodo a fim de verificar as condições operacionais do reator biológico (GIORDANO, 2005).

#### 2.4.1.5 Processo de lodos ativados de aeração prolongada

A aeração prolongada é uma das variantes do processo por lodos ativados, sendo caracterizada principalmente em função da mais elevada idade do lodo: na ordem de 18 a 30 dias. A quantidade de biomassa presente no reator (em kg SSVT) também é mais elevada quando comparada ao sistema convencional de lodos ativados, o que implica no aumento do volume do reator. Além disso, o tempo de detenção hidráulica (TDH) oscila entre 16 e 24h (VON SPERLING, 2016) e a relação A/M entre 0,05 a 0,15 kgDBO/kgSSVTA (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

De acordo com Peleteiro e Almeida (2014), no arranjo deste sistema não há decantador primário que antecede a aeração prolongada em função de que o lodo biológico excedente proveniente do processo já sai estabilizado em decorrência da menor disponibilidade de DBO no sistema, “o que faz com que as bactérias utilizem da matéria orgânica do próprio material celular para sua manutenção” (GASQUES, 2006). Por este motivo, se visa a não geração de lodos que necessitem de tal estabilização posterior, simplificando o processo conforme apresentado na Figura 8.

Figura 8 — Desenho esquemático de um sistema de tratamento contendo aeração prolongada



Fonte: Peleteiro e Almeida (2014).



### 3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

O presente trabalho tem como principal objetivo a verificação da eficiência do tratamento biológico, do tipo lodo ativado, adotado em uma empresa do setor alimentício localizada no Vale do Taquari - RS, sendo este projetado para atender uma vazão de aproximadamente 3.756 m<sup>3</sup>/mês. Atualmente o sistema opera em média 70,90% da sua capacidade total de tratamento estipulada em projeto.

#### 3.1 Caracterização do sistema de tratamento implantado

A empresa em questão atua no ramo de balas e doces, tendo dentro do seu portfólio de produtos balas de goma, pastilhas, chicles, balas de gelatina e marshmallows (FIGURA 9).

Figura 9 — Imagem de satélite da estação de tratamento da empresa



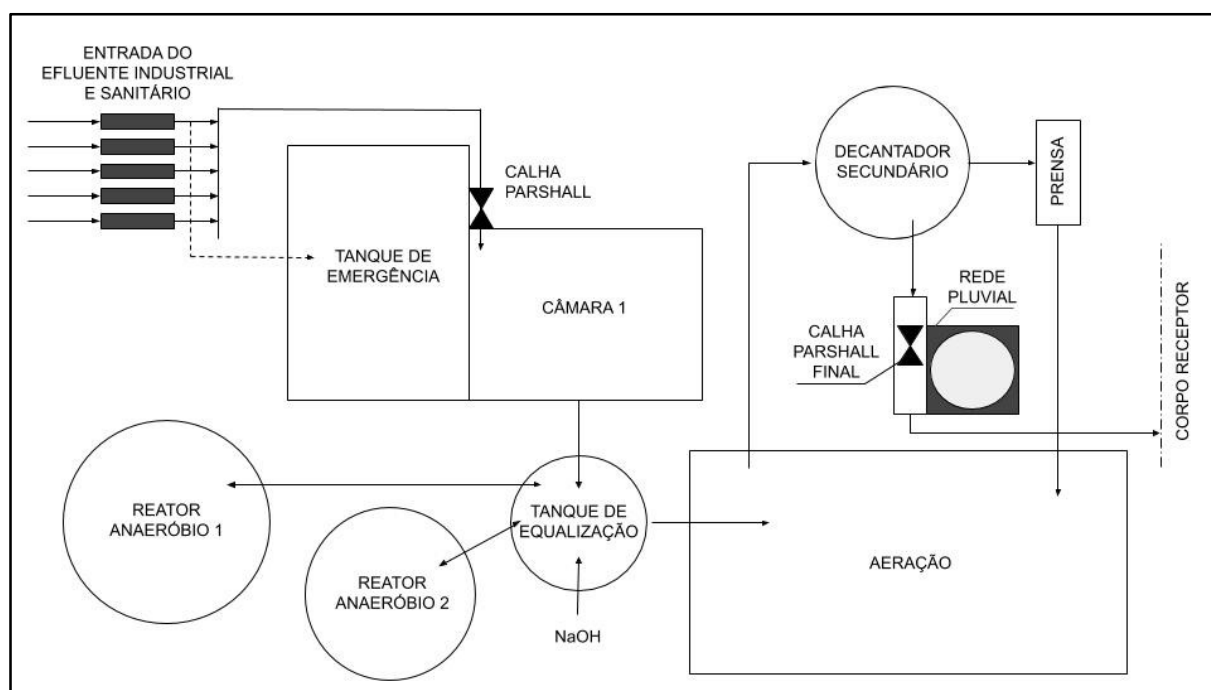
Fonte: Google Earth (2020).

A vazão para a qual a estação de tratamento foi projetada é de 150 m<sup>3</sup>/d, possuindo como média diária 120 m<sup>3</sup>/d de efluente tratado. Tais vazões são medidas a partir de calha Parshall, com leitura automatizada na entrada e manual na saída.

A ETE da referida empresa foi implementada em 2006, possuindo licenciamento estadual. Esta contempla as etapas de tratamento preliminar e secundário (FIGURA 10). Seu funcionamento é de 24h por dia, de segunda à sábado.

Ao início do tratamento, o efluente é recebido na ETE por cinco peneiras, sendo uma delas referente ao efluente sanitário, uma do processo produtivo do prédio 1, duas do prédio 2 e uma do prédio 4 e setor da expedição. As borras do processo coletadas nesta etapa são destinadas a aterro industrial Classe II. Após, o efluente é direcionado para a etapa anaeróbia, passando por um tanque de equalização onde é adicionado hidróxido de sódio a fim de mantê-lo na faixa neutra do sistema para otimizar o processo biológico.

Figura 10 — Fluxograma do sistema de tratamento implantado na empresa



Fonte: Da autora (2020).

Em seguida o efluente passa pela etapa de aeração, a qual baseia-se no processo de lodos ativados, este consiste em um reator de aeração prolongada em fluxo contínuo, visto que possui idade do lodo média de aproximadamente 26 dias. Como última etapa, tem-se o decantador secundário, a partir do qual é retirado o lodo,

o qual passa pela prensa sendo parcialmente recirculado para a etapa aeróbia e o excedente para descarte, sendo este destinado à empresa que o incorpora em processo de compostagem. O efluente final é lançado primeiramente na rede pluvial seguida do Arroio Saraquá. Com relação ao reuso, uma parcela dos efluentes tratados na indústria é reutilizado na própria ETE — quantia esta que não é constante mas se mantém em torno de 5%. Pelo fato de ser uma indústria de alimentos, seu uso no processo acaba não ocorrendo, de forma que o reuso é realizado a fim de minimizar as cargas e não comprometer o sistema.

### **3.2 Análises de monitoramento propostas**

As análises descritas no presente estudo foram realizadas pelos operadores da estação de tratamento de forma a monitorar o processo. Desta forma, o período analisado compreende o ano de 2019, tanto em médias mensais quanto análises diárias a fim de estipular correlações específicas, especialmente com relação à avaliação da microvida presente na biomassa do lodo.

#### **3.2.1 Análises de microvida**

A avaliação das comunidades microbianas foi realizada de forma qualitativa a partir de amostras de lodos ativados retiradas do tanque de aeração. Após a coleta das amostras, estas foram identificadas em microscópio, seguidas de sua classificação baseada em material elaborado por Claas (2007).

Para interpretação destes dados, foi realizada análise estatística a partir do coeficiente de correlação de Pearson no *software* Microsoft Excel, a fim de estabelecer a relação entre a presença dos microrganismos com determinados parâmetros físico-químicos. Este coeficiente é expresso em valores compreendidos entre o intervalo de -1 e 1, sendo que o número representa a força entre as variáveis analisadas e o sinal sugere a direção (positiva ou negativa) da relação, enquanto uma correlação equivalente a zero implica na ausência de relação linear entre as variáveis (FILHO; JÚNIOR, 2009).

### 3.2.2 Análises físicas e químicas

As análises físicas e químicas serão focadas em duas avaliações do processo de tratamento: sendo a primeira um comparativo entre amostras de efluente bruto e tratado a fim de verificar a eficiência do tratamento a partir dos parâmetros de demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total, fósforo total e pH; enquanto a segunda se baseou na coleta de amostras de efluente do tanque de aeração para avaliação de sólidos suspensos totais (SST), oxigênio dissolvido (OD) e pH, a fim de identificar como variam as condições de operação do processo de lodos ativados implantado. Além destes parâmetros, foram avaliados também os seguintes: temperatura, índice volumétrico de lodo (IVL) e relação alimento/microrganismo (A/M) a fim de verificar questões pertinentes ao processo. A Tabela 4 contém os padrões a serem atendidos e função da Licença de Operação, os quais foram definidos pelo órgão ambiental (FEPAM) a partir dos valores estipulados na Resolução CONSEMA 355/2017. Nesta, são definidas faixas de vazões definidas como “intervalo das vazões de lançamento de efluentes líquidos, utilizado para enquadramento das fontes, considerando a vazão média em 24 horas, visando a fixação de padrão de emissão” (RIO GRANDE DO SUL, 2017), sendo a empresa em questão enquadrada na faixa de  $100 \leq Q < 500 \text{ m}^3/\text{d}$ .

Tabela 4 — Padrões de lançamento estipulados pela legislação

Parâmetro	Concentração (mg/L)
DBO <sub>5</sub>	110
DQO	330
Nitrogênio amoniacal	20
Fósforo total	3 (ou 75% de eficiência mínima)
SST	125

Fonte: Da autora, adaptado de Rio Grande do Sul (2017).

A Tabela 5 apresenta os métodos que foram adotados para as análises propostas, estando alguns de acordo com o proposto no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012) enquanto outros possuem metodologia baseada em kits de análise fotométrica.

Tabela 5 — Métodos físico-químicos adotados

Parâmetro	Método de acordo com SMWW
Demanda Química de Oxigênio	Kit NANOCOLOR em tubo (MACHEREY-NAGEL)
Fósforo Total	Kit NANOCOLOR em tubo (MACHEREY-NAGEL)
Nitrogênio Total	Kit NANOCOLOR em tubo (MACHEREY-NAGEL)
Oxigênio Dissolvido	Sensor (sonda Mettler Toledo)
pH	Sensor
Sólidos Suspensos Totais	Método SMWW 2540 D/E
Sólidos Suspensos Voláteis	Método SMWW 2540 D/E

Fonte: Da autora (2020).

Destaca-se, entretanto, que além das análises citadas acima também foram avaliados os valores da Demanda Biológica de Oxigênio, os quais são estipulados a partir do valor medido de DQO, tendo em vista que a empresa em questão realizou um estudo interno que possibilitou determinar que, para fins de controle operacional, a DBO pode ser considerada como metade do valor da DQO.

### 3.3 Período para coleta de dados e amostragem

A eficiência do tratamento do efluente industrial por lodo ativado foi avaliada por meio da realização de coleta e análise das amostras dos efluentes pré e pós lodo ativado, além de amostras do próprio tanque de aeração, sendo que estas geraram informações referentes ao ano de 2019, considerando as médias mensais dos doze meses e avaliações diárias para avaliações pontuais da microvida.

Desta forma, foram realizadas amostragens com o principal intuito de verificar alterações no processo de tratamento ao longo de um ano, sendo estas tanto sazonais de acordo com a variação de temperatura ambiente ou condições climáticas, quanto relacionadas ao processo produtivo.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 Avaliação da microvida

A análise da microfauna presente na biomassa do lodo levou em consideração os microrganismos apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 — Microrganismos avaliados na caracterização da microfauna

<b>Protozoários</b>	Ciliados	Predador de flocos (móveis de fundo) Livre nadantes Fixos (sésseis)
	Amebas	Tecamebas Amebas nuas
	Flagelados	Zooflagelados
<b>Bactérias</b>	Bactérias	Zooglea
	Filamentosas	Filamentosas
<b>Metazoários</b>	Micrometazoários	Rotíferos Nematóides Anelídeos Tardígrados

Fonte: Da autora (2020).

Em função da avaliação ter sido realizada de forma qualitativa, os microrganismos tiveram sua presença classificada apenas em:

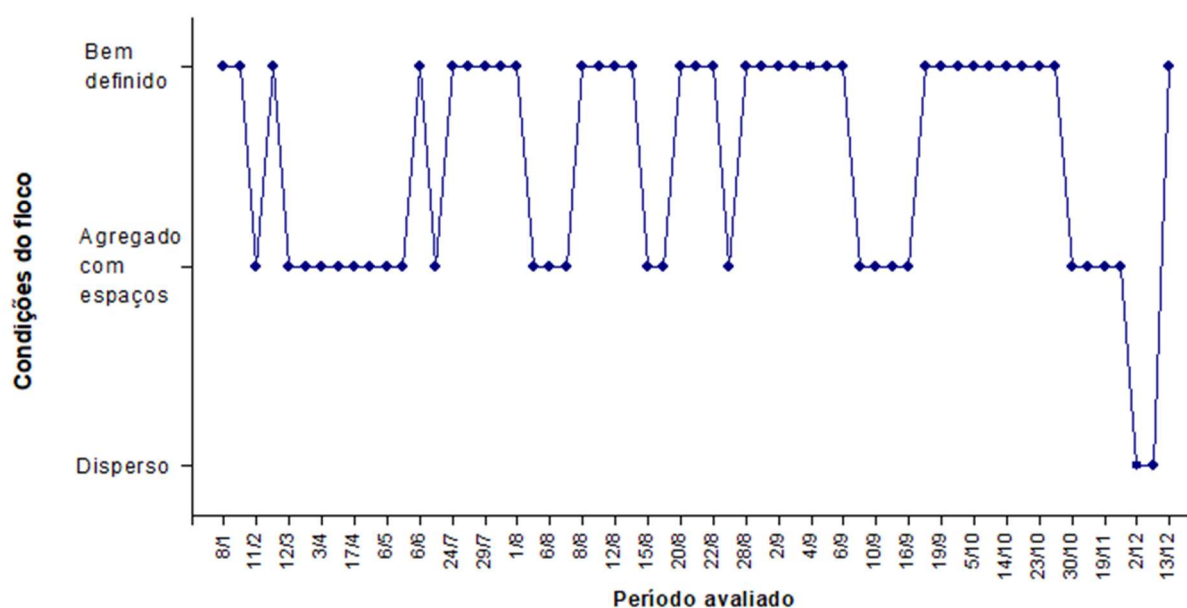
- Ausente
- Poucos indivíduos
- Quantidade adequada de indivíduos
- Predominante

A partir desta classificação, cada uma das quatro categorias recebeu um valor correspondente a fim de designar diferentes pesos às variáveis de acordo com a quantidade de organismos observados, variando de 0 a 3, sendo 0 correspondente a ausência de determinado microrganismos e 3 a sua predominância no meio. Os resultados desta avaliação estão apresentados no Apêndice A, juntamente às condições do floco observadas ao longo do período. Esta alteração para classificação numérica possibilitou o cálculo do coeficiente de correlação de Pearson, sendo a tabela contendo todas as relações avaliadas apresentada no Apêndice B.

Além da avaliação entre parâmetros físico-químicos e a microbiota presente na biomassa do lodo, também foi calculado o coeficiente entre os microrganismos em si, a fim de verificar possíveis interações entre eles. Neste contexto, verificou-se coeficientes de 0,12 para os ciliados livre nadantes relacionados aos fixos, 0,18 para os zooflagelados e bactérias zooglea e 0,08 para os zooflagelados e bactérias filamentosas. Miloski (2015) relata que há relação de predação entre os ciliados livres e sésseis, bem como entre os flagelados e o total de bactérias encontradas no tanque de aeração, informações inferidas a partir dos coeficientes negativos observados pelo autor. No entanto, no presente trabalho foram obtidas relações fracamente positivas, indicando baixa relação entre a presença destes microrganismos e não indicando que há predação entre eles.

Foi ainda realizada a avaliação das condições do floco nas mesmas datas da avaliação da microbiota. A partir do Gráfico 2 é possível verificar que os flocos oscilaram, em grande parte do período, entre bem definidos e agregados com espaços, estando dispersos somente em duas amostragens no mês de dezembro. Richard (2003) comenta que este crescimento disperso comumente ocorre em efluentes industriais em função de sua toxicidade e elevada quantidade de matéria orgânica. Além disso, quando associadas as informações de condições dos flocos amostrados no mês de dezembro com a microbiota presente na biomassa do lodo, é possível verificar que foram observadas poucos indivíduos de bactérias filamentosas, as quais são responsáveis pela estrutura dos flocos. No entanto, Cordi et al. (2007) ressaltam que apesar destas bactérias terem esta fundamental importância na estruturação dos flocos, não devem estar presentes em excesso, devendo ter seu crescimento limitado a fim de não impedirem a sedimentação do lodo, o que resulta em intumescimento filamentoso (ou *bulking*).

Gráfico 2 — Condições do floco observadas ao longo do período avaliado



Fonte: Da autora (2020).

De maneira geral, em aproximadamente 56% das amostragens realizadas os flocos se mantiveram bem definidos, em 41% agregados com espaços e, em apenas 3% dispersos.

## 4.2 Parâmetros físico-químicos

### 4.2.1 Temperatura

A temperatura foi avaliada em três pontos de coletas ao longo do tratamento: efluente bruto, reator biológico e o efluente final, e os resultados estão apresentados no Gráfico 3.

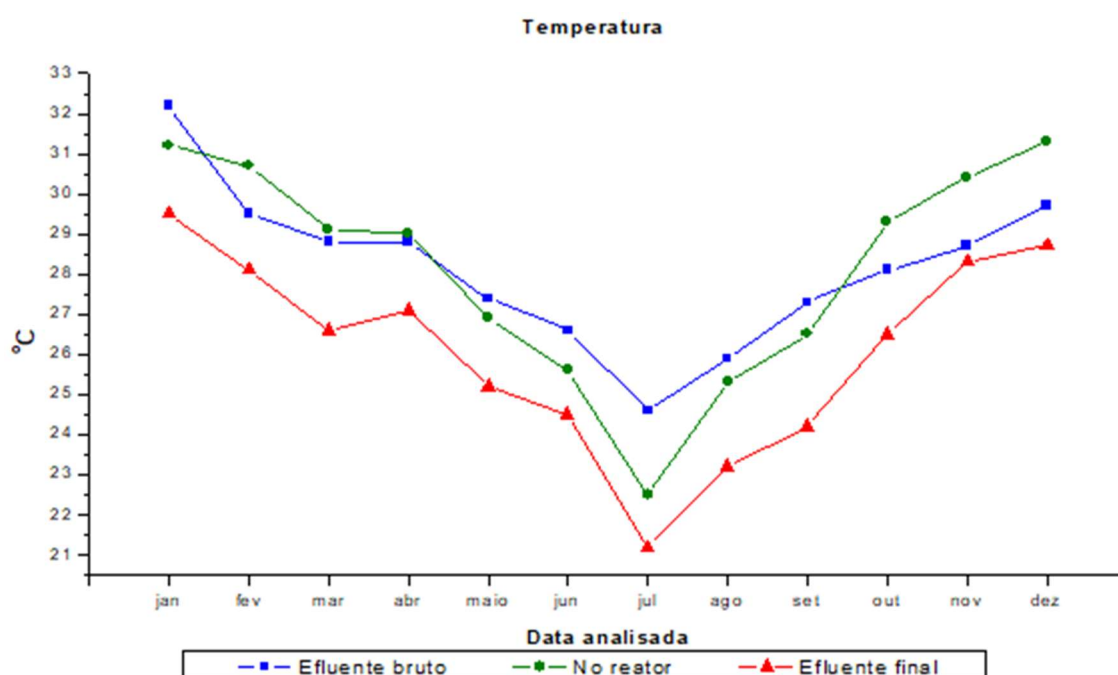
A partir dos resultados obtidos foi possível verificar que o efluente inicial e o avaliado no reator apresentaram médias iguais, de 28,1 °C, enquanto o efluente final demonstrou valores inferiores e média de 26,1 °C. De acordo com Von Sperling (2016), é aconselhável manter a faixa de 4 a 40 °C a fim de não ocasionar problemas de ineficiência do sistema.

No que se refere às temperaturas no reator, estas apresentaram valor máximo de 31,2 °C em janeiro e mínimo de 22,5 °C em julho, estando estes de acordo com as temperaturas típicas da respectiva estação do ano.



De maneira geral, o efluente está cumprindo o disposto na Resolução CONSEMA 355/2017 visto que esta impõe como temperatura máxima de lançamento 40 °C.

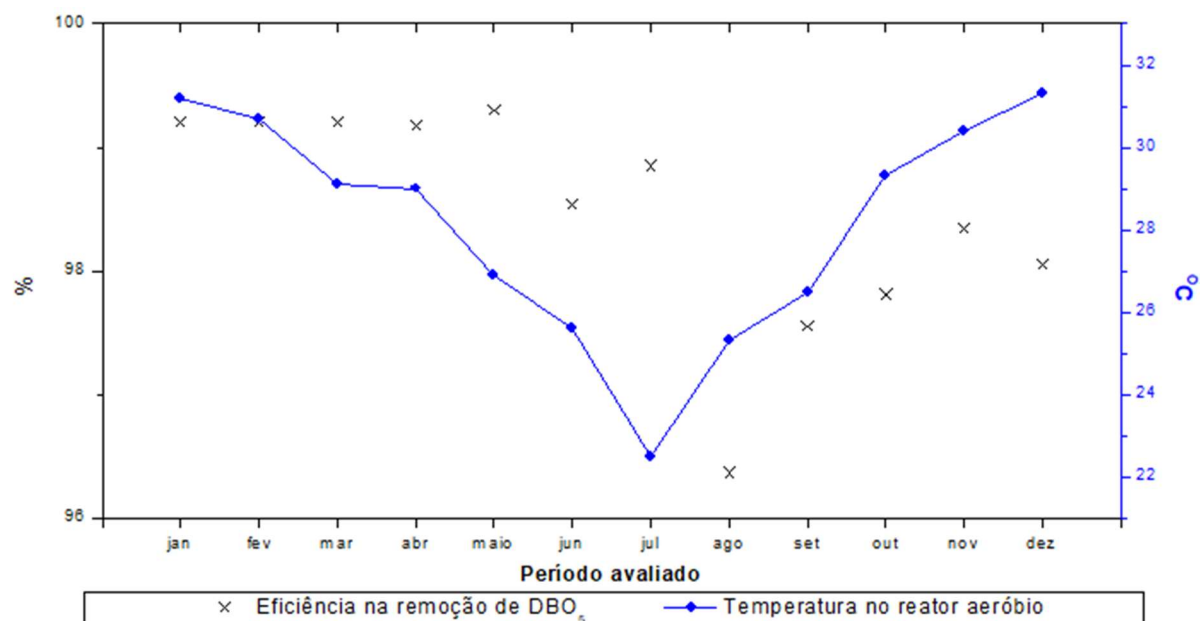
Gráfico 3 — Variação da temperatura ao longo do período avaliado considerando o efluente bruto, no reator aeróbio e o efluente final



Fonte: Da autora (2020).

Foi avaliada a correlação da temperatura com a eficiência de remoção da DBO<sub>5</sub>, estando esta expressa no Gráfico 4. Nele, a faixa referente à eficiência de remoção está reduzida a fim de possibilitar a visualização de forma mais clara do comportamento da remoção de matéria orgânica ao longo do período avaliado. Sendo assim, apesar do coeficiente de Pearson ter apresentado valor razoavelmente baixo de correlação entre as variáveis avaliadas ( $r = 0,26$ ), é possível observar a partir da representação gráfica que a variação da eficiência e da temperatura ocorrem de forma similar ao longo do ano, apresentando decréscimo no primeiro semestre seguido de aumento no segundo, comportamento que está de acordo com o sinal positivo do coeficiente, o qual expressa relação direta entre as variáveis.

Gráfico 4 — Relação entre a temperatura medida no meio do reator e a eficiência de remoção da DBO



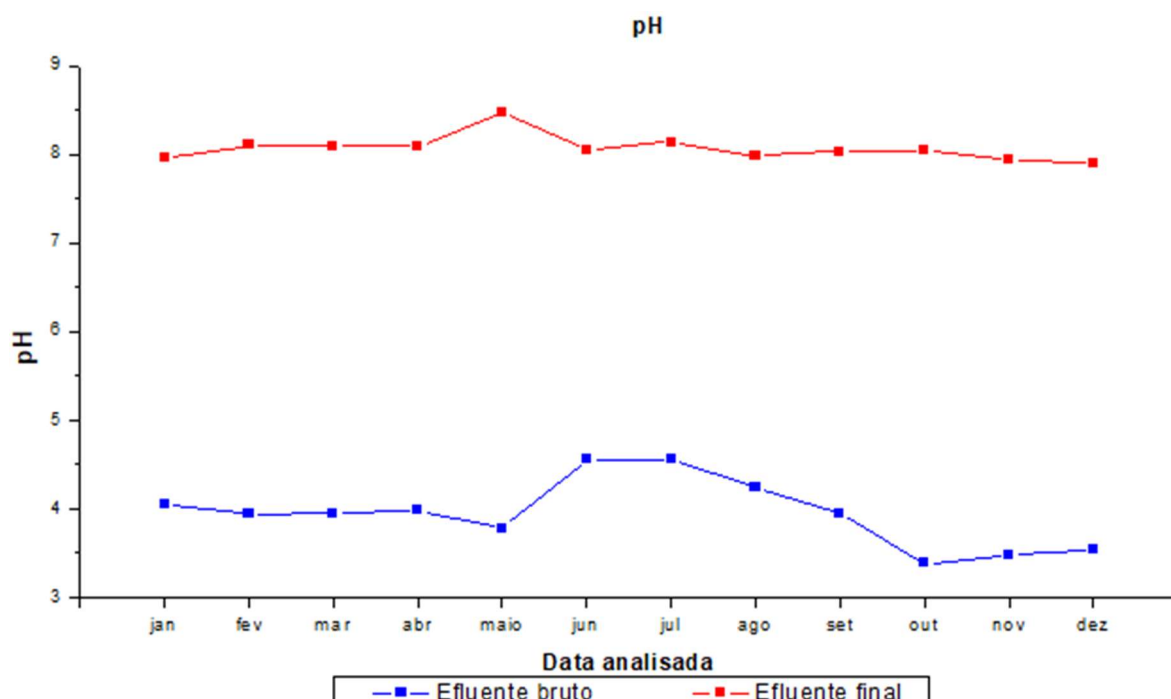
Fonte: Da autora (2020).

#### 4.2.2 pH

Os resultados referentes ao pH estão apresentados no Gráfico 5. A partir da avaliação deste é possível verificar que os valores de pH referentes ao efluente final são consideravelmente mais estáveis do que os referentes ao efluente bruto, sendo que o primeiro apresentou média anual de 8,1 e o segundo de 3,9. Von Sperling (2016) recomenda que a faixa entre 6,5 e 8,5 seja mantida para operação de sistemas de lodos ativados, enquanto para Metcalf e Eddy (2016) a faixa oscila entre 6,5 e 9,0 para sistemas biológicos aerados.

O sistema conta com um tanque de equalização, no qual é adicionado hidróxido de sódio, para, dentre outras funções, alcalinizar o efluente que inicialmente é caracterizado pela presença de ácidos oriundos do processo produtivo. É perceptível que os procedimentos adotados são eficientes quanto ao parâmetro pH visto que o efluente final atende ao padrão de emissão exigido pela Resolução CONSEMA 355/2017, o qual compreende a faixa entre 6,0 e 9,0.

Gráfico 5 — Variação do pH do efluente bruto e final ao longo do período estudado



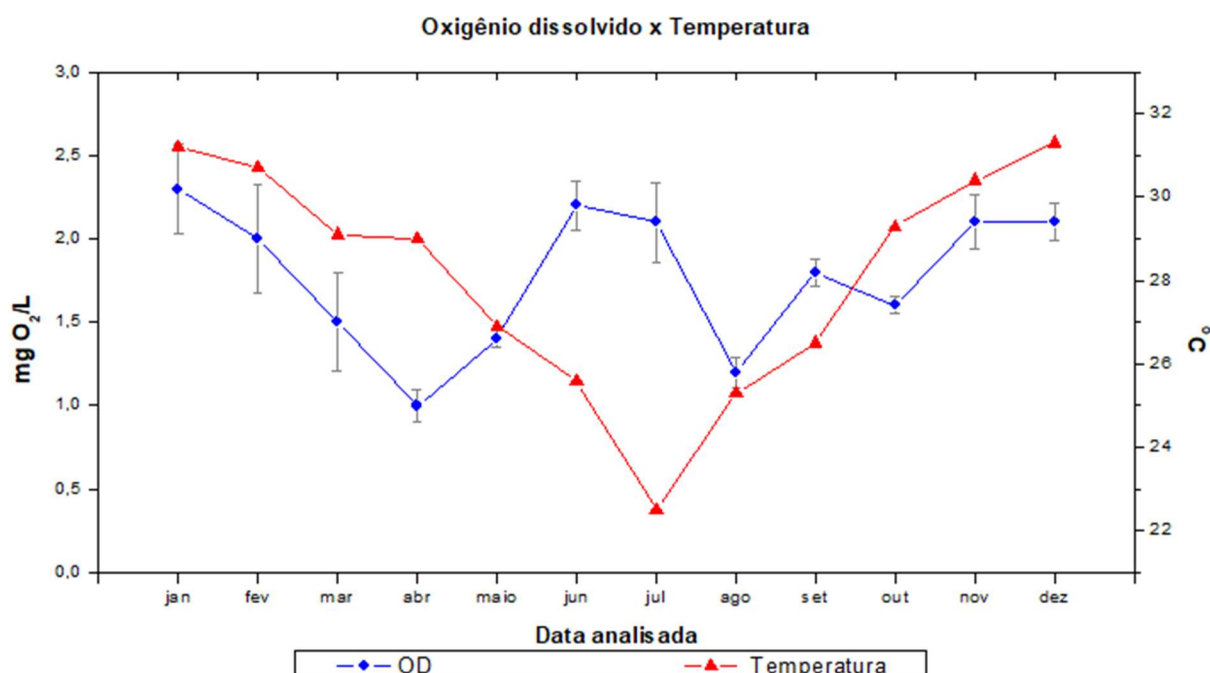
Fonte: Da autora (2020).

#### 4.2.3 Oxigênio dissolvido

Com relação ao parâmetro de oxigênio dissolvido, este foi avaliado de forma conjunta à temperatura no reator, ambos sendo apresentados em médias mensais (GRÁFICO 6). Conforme expressa a teoria, à medida que o aumento da temperatura é perceptível (no segundo semestre), ocorre a diminuição na concentração de oxigênio dissolvido no meio, bem como é neste cenário que ocorre o maior crescimento biológico. No entanto, apesar desta relação ser visível graficamente, o coeficiente de Pearson obtido para estas duas variáveis foi de 0,19, indicando baixa correlação (COHEN, 1988, DANCEY; REIDY, 2006). A taxa considerada ideal por Metcalf e Eddy (2016), de 25-35 °C, é mantida na maioria do período, com exceção apenas do mês que julho, o qual apresentou temperatura média inferior, sendo esta de 22,5 °C.

De maneira geral, a temperatura média do período avaliado foi de 28,1 °C, enquanto a média do oxigênio dissolvido foi de 1,8 mg O<sub>2</sub>/L com desvio padrão de  $\pm 0,16$ , concentração que está de acordo com o previsto pela NBR 12209/2011, no entanto ligeiramente abaixo do indicado por Yadav, Khardenavis e Kapley (2014). Com relação às oscilações ao longo do ano, o mês de abril apresentou a menor média (1,0 mg O<sub>2</sub>/L), enquanto janeiro apresentou a maior (2,3 mg O<sub>2</sub>/L).

Gráfico 6 — Relação entre oxigênio dissolvido e temperatura no reator ao longo do período estudado



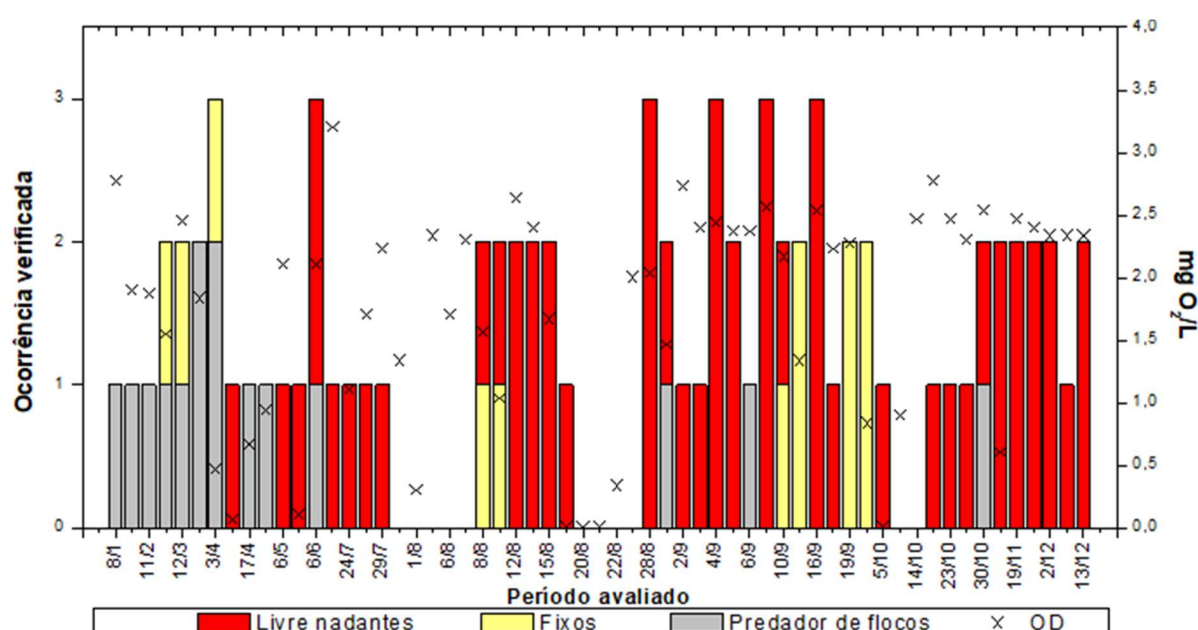
Fonte: Da autora (2020).

Hidaka et al. (2002) afirmam que este é um parâmetro fundamental no que tange a nitrificação visto que pode ocorrer limitação das atividades das bactérias nitrificantes, as quais são responsáveis pela remoção de nitrogênio do efluente, caso a concentração de oxigênio dissolvido seja inferior a 2,0 mgO<sub>2</sub>/L, o que ocorre em 50% das médias mensais avaliadas.

Apesar de haver uma quantidade significativa de estudos sobre diversos segmentos da indústria alimentícia, percebe-se certa escassez de materiais quando se refere ao ramo avaliado no presente trabalho. Desta forma, os resultados obtidos foram comparados a outros encontrados por autores em avaliações do parâmetro em efluentes industriais de diferentes ramos do setor alimentício. Reis (2017) observou uma média nas concentrações de 1,82 mg/L, enquanto Yadav, Khardenavis e Kapley (2014) relatam que o intervalo ótimo de concentração de oxigênio dissolvido seja de 2-4 mgO<sub>2</sub>/L para ser mantido na estação de tratamento. Estes mesmos autores evidenciam a alteração da diversidade na microbiota presente a partir da mudança da concentração deste parâmetro.

A partir de análise estatística do coeficiente de correlação de Pearson, a maior correlação percebida entre a concentração de oxigênio dissolvido e a caracterização de microrganismos foi equivalente a 0,41, sendo esta referente a comunidade de rotíferos. No entanto, foi avaliada também a relação entre a concentração deste parâmetro com a presença de ciliados livre nadantes, fixos e predadores de flocos (GRÁFICO 7).

Gráfico 7 — Ocorrência de ciliados verificada no lodo durante o período de interesse comparada a concentração de oxigênio dissolvido no reator



Fonte: Da autora (2020).

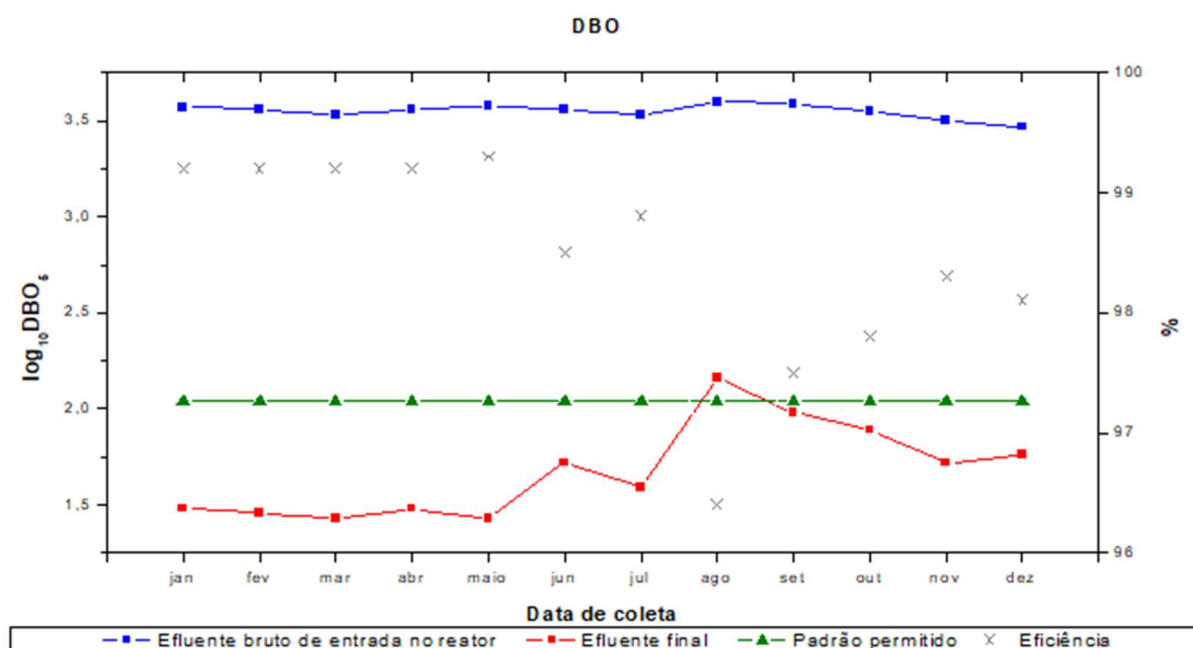
Os coeficientes obtidos para tais correlações foram, respectivamente, 0,30, - 0,11 e -0,03, de forma que as variáveis analisadas se mostraram mais relacionadas no primeiro valor, assim como observado por Oliveira, Araújo e Fernandes (2009), onde encontraram este mesmo coeficiente para as variáveis livre nadantes e oxigênio dissolvido.

#### 4.2.4 DBO<sub>5</sub>

Os resultados obtidos para o parâmetro de DBO<sub>5</sub> podem ser verificados no Gráfico 8, o qual apresenta a variação dos resultados a partir de médias mensais do período de estudo, sendo composto pelos dados referentes ao efluente bruto na

entrada do tanque de aeração e ao efluente final, bem como a comparação destes com o padrão estabelecido pela Resolução CONSEMA 355/2017, estando dispostos em escala logarítmica ( $\log_{10}$ ) para fins de apresentação. Destaca-se que, para esta avaliação, foram selecionados estes dois locais de coleta em função do arranjo das etapas de tratamento adotadas na empresa, podendo ser considerado como sistema de lodos ativados a associação entre a lagoa de aeração e o decantador secundário, de forma que a eficiência na remoção da  $\text{DBO}_5$  pode ser obtida a partir da comparação entre o efluente de entrada no reator e o efluente final do sistema, considerando que após o decantador o efluente passa apenas pela calha Parshall final e é, em seguida, disposto no corpo receptor. Além disso, a partir de um estudo interno realizado pela empresa, foi possível estabelecer que a  $\text{DBO}_5$  representa 50% do valor da DQO no que se refere à carga que vai para a lagoa de aeração.

Gráfico 8 — Variação da  $\text{DBO}_5$  do efluente bruto de entrada no reator e efluente final ao longo do período estudado, juntamente ao padrão estabelecido pela Resolução CONSEMA 355/2017



Fonte: Da autora (2020).

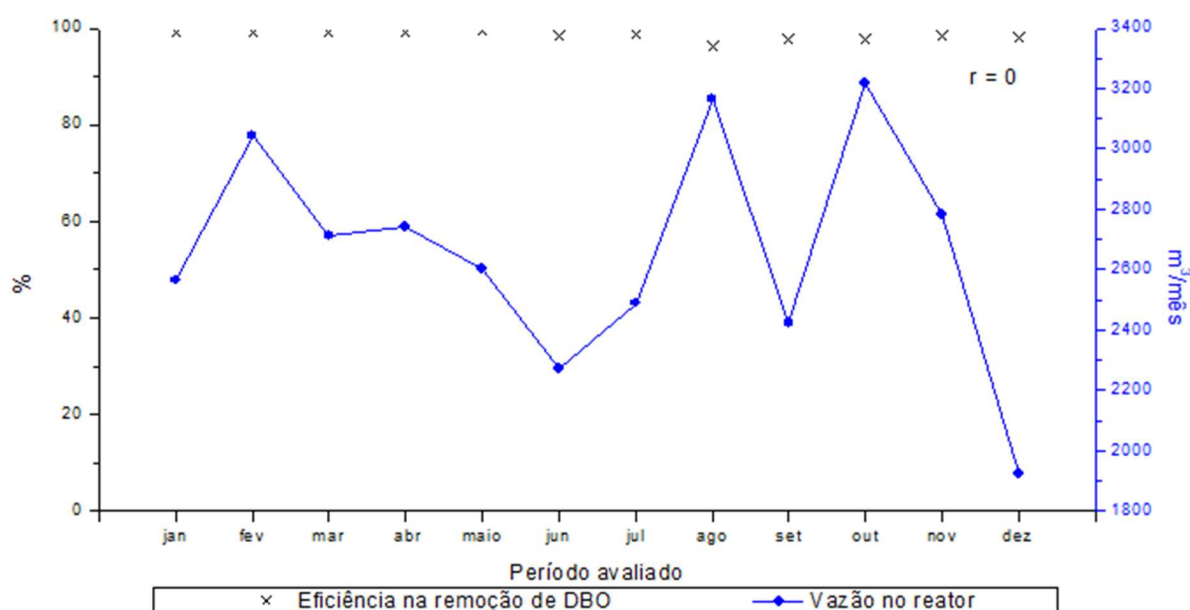
A média de valores de  $\text{DBO}_5$  para o efluente bruto de entrada no reator no período foi de 3.552,09 mg/L e desvio padrão de  $\pm 279,73$ , apresentando uma certa constância ao longo do período, com máxima de 3.936,71 mg/L no mês de agosto. Apesar da média a ser tratada exceder o padrão de projeto estabelecido de 2.280

mg/L, foi verificada que a eficiência do sistema em remoção de DBO<sub>5</sub> teve sua média em 98,5%, sendo esta similar à encontrada por Afonso, Pawlowsky e Patza (2001) (98,4%), e mais adequada quando comparada à Ferreira e Coraiola (2008) (97,62%) e Rocha et al. (2016) (96,23%). De maneira geral, a eficiência média de remoção de DBO obtida no presente estudo está de acordo com o intervalo previsto por Jordão e Pessoa (2011) para sistemas de aeração prolongada, sendo até mesmo superior aos valores de 90 a 95% estipulados pelos autores.

Com relação ao efluente final, apenas no mês de agosto não foi atendido o padrão de lançamento estipulado pela CONSEMA 355/2017, visto que o valor atingido foi de 143,25 mg/L enquanto o permitido é de 110 mg/L. Além disso, este efluente apresentou média de 55,02 mg/L e desvio padrão de  $\pm 33,71$ .

Para o parâmetro de DBO<sub>5</sub> também foi avaliada sua relação com a vazão no reator, conforme demonstrado no Gráfico 9. Neste, é possível verificar que a eficiência apresenta um comportamento inverso a vazão no reator, o que pode indicar que o sistema esteja provavelmente subdimensionado. No entanto, o coeficiente de correlação calculado para estes dois parâmetros foi de zero, indicando ausência de relação linear entre estas variáveis.

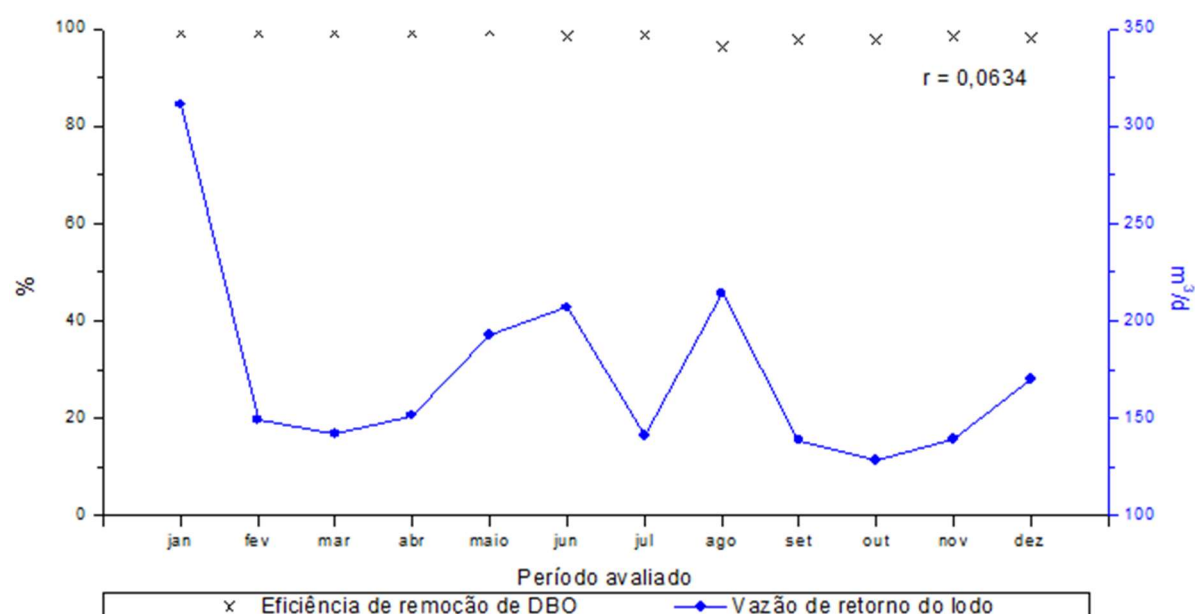
Gráfico 9 — Relação entre a DBO<sub>5</sub> e a vazão no reator aeróbio no período avaliado



Fonte: Da autora (2020).

Foi ainda avaliada a relação entre a eficiência de remoção de DBO e a vazão de retorno de lodo (GRÁFICO 10), a partir da qual é possível observar o comportamento inverso destas duas variáveis, especialmente quando se altera a escala referente a remoção de DBO, a fim de se enfatizar seu comportamento ao longo do período. Porém, assim como o coeficiente obtido para o gráfico anterior, este também não expressou o que é verificado visualmente, visto que o valor obtido para esta correlação foi de 0,06, demonstrando baixa correlação direta.

Gráfico 10 — Relação entre a DBO<sub>5</sub> e a vazão de retorno do lodo no período avaliado

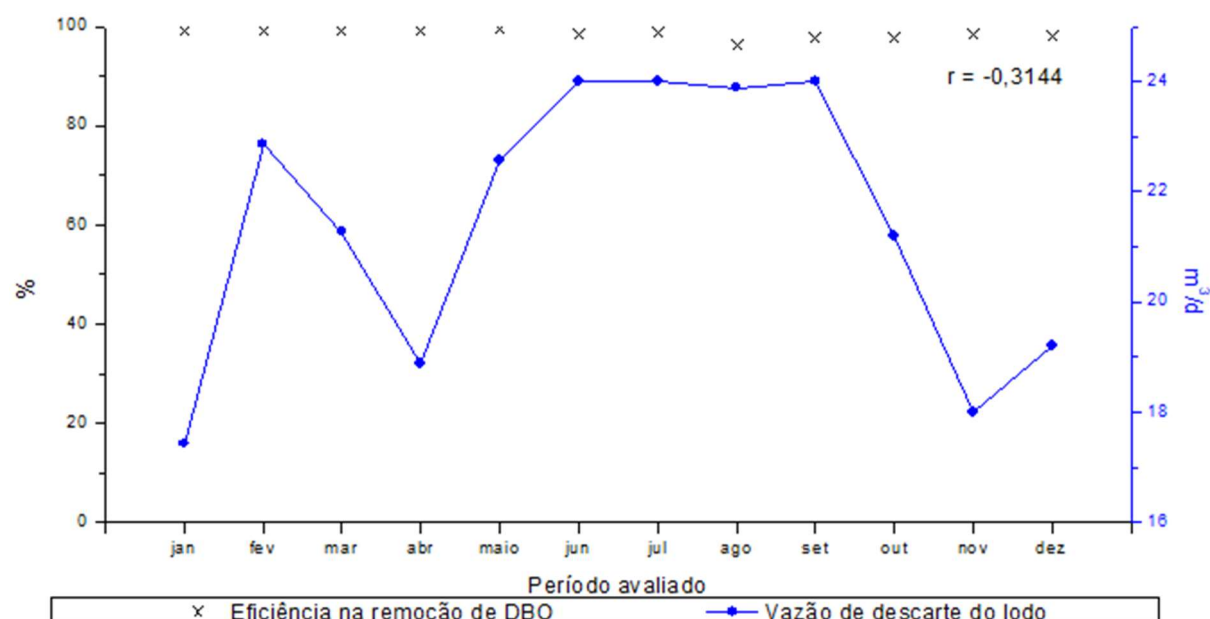


Fonte: Da autora (2020).

Como última avaliação a respeito da DBO, a eficiência de remoção desta foi avaliada de forma conjunta à vazão de descarte do lodo (GRÁFICO 11). Apesar deste não mostrar uma tendência de comportamento (tanto visualmente quanto pelo coeficiente), é possível verificar que a partir de quando se manteve um retorno de lodo constante (próximo a 24 m³/dia), é verificado um leve decréscimo nas eficiências de remoção, visto que a média de janeiro à maio era de 99,2% e a partir de então, até o final do ano, a média obtida foi de 97,9%.



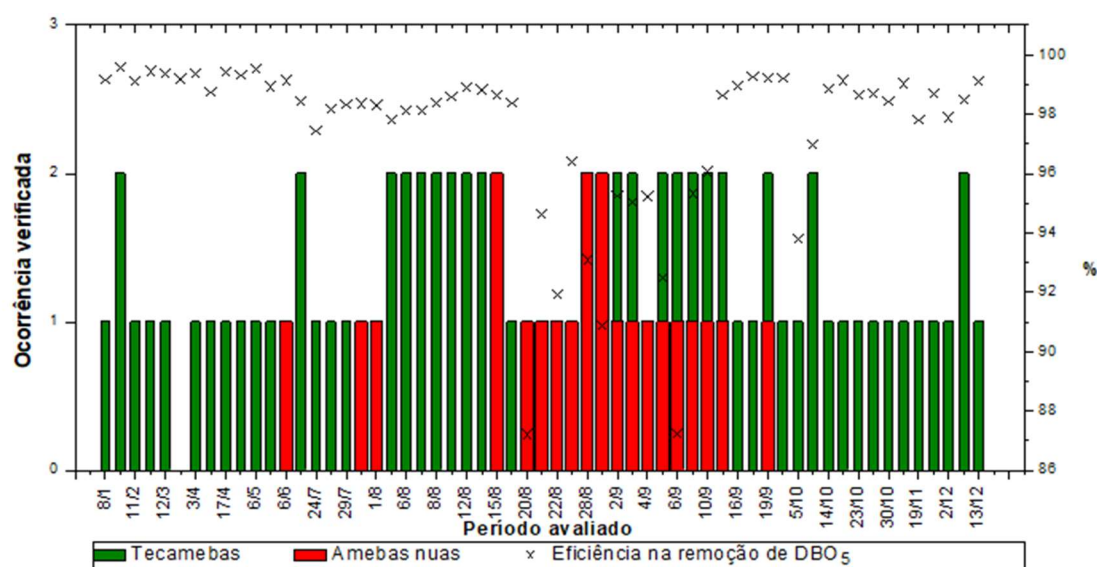
Gráfico 11 — Relação entre a DBO<sub>5</sub> e a vazão de descarte de lodo no período avaliado



Fonte: Da autora (2020).

O Gráfico 12 apresenta os resultados referentes à relação visual observada entre a presença de protozoários do grupo das amebas e a eficiência na remoção da DBO. O coeficiente de correlação obtido para estes parâmetros foi de -0,24 para as tecamebas e -0,60 para as amebas nuas.

Gráfico 12 — Ocorrência de amebas verificada no lodo durante o período de interesse comparada à eficiência de remoção da DBO<sub>5</sub>



Fonte: Da autora (2020).

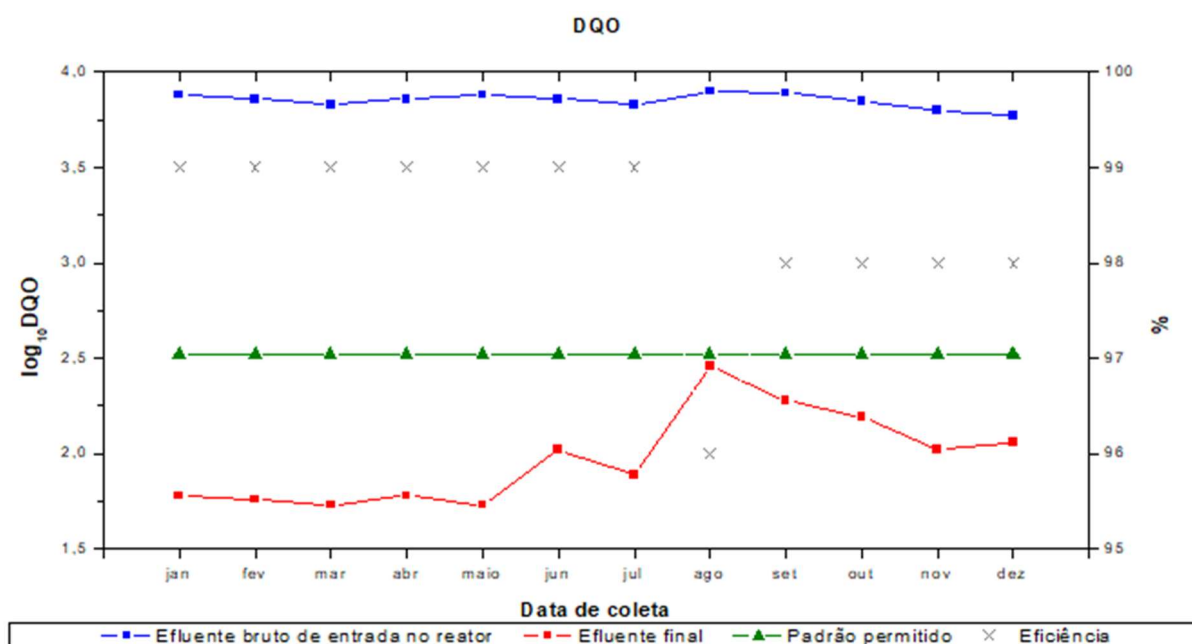
Quando avaliada a relação deste parâmetro físico-químico no efluente bruto com a verificação da tectameba *Arcella* sp., Oliveira, Araújo e Fernandes (2009) observaram correlação equivalente a -0,18, enquanto no tratamento avaliado pelo presente estudo apresentou coeficiente de 0,16, o que implica em relação direta entre as variáveis, ou seja, o aumento da DBO no efluente acarreta no aumento da biodiversidade destes organismos, o que está em desacordo com os resultados obtidos por Santos et al. (2014), Poole (1984); Salvadó e Gracia (1993), Salvadó, Gracia e Amigó (1995) e Bento et al. (2005). Quando relacionada a concentração de DBO no efluente final com a mesma tectameba citada anteriormente, foi obtido coeficiente de 0,25, também em desacordo com o sinal verificado por Papadimitriou et al. (2007) e Santos et al. (2014), autores estes que observaram coeficientes de -0,21 e -0,06, respectivamente. Uma possibilidade para este comportamento inverso dos resultados obtidos no presente estudo comparados à bibliografia é a variação no tipo de efluente utilizado, tendo em vista que não foram encontradas referências que utilizassem efluentes industriais do mesmo segmento alimentício a fim de realizar uma comparação mais adequada.

#### **4.2.5 DQO**

Os resultados das médias mensais para o parâmetro de DQO presente no efluente bruto de entrada do reator biológico e no efluente final estão apresentados no Gráfico 13, em escala logarítmica ( $\log_{10}$ ). Nota-se que em todos os meses avaliados o efluente final atendeu ao padrão estabelecido pela Resolução CONSEMA 355/2017, sendo este equivalente a 330 mg/L, tendo apresentado aumento nas concentrações no segundo semestre, com pico no mês de agosto (286 mg/L). Neste mês a eficiência na remoção de DQO foi reduzida para 96%, no entanto, mesmo com esta baixa, a eficiência média de 2019 se manteve em 98%. Ponezi (2000) observou eficiência de remoção de 78% em indústria cítrica, Yano e Gomes (2013) obtiveram eficiência de 97% para o efluente oriundo de indústria de abate enquanto Ferreira e Coraiola (2008) verificaram eficiência média de aproximadamente 93% ao avaliarem o processo de tratamento de efluente doméstico por meio de lodos ativados com aeração convencional. A partir destes valores é possível inferir que os sistemas de tratamento por lodos ativados permitem atingir altas eficiências de remoção para o parâmetro, estando o sistema aqui retratado enquadrado neste cenário.

Assim como a DBO<sub>5</sub>, em função da relação destes dois parâmetros, percebe-se que o efluente bruto apresentou concentrações constantes de DQO ao longo do período avaliado.

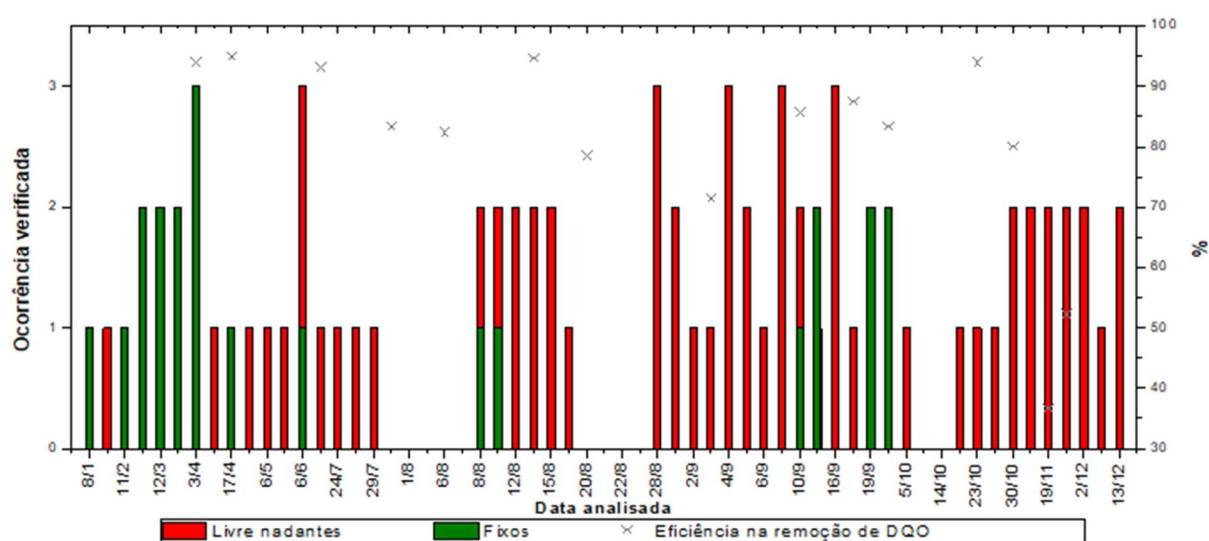
Gráfico 13 — Variação da DQO do efluente bruto de entrada no reator e efluente final ao longo do período estudado, juntamente ao padrão estabelecido pela Resolução CONSEMA 355/2017



Fonte: Da autora (2020).

A partir da análise da microvida foi obtido o Gráfico 14, o qual apresenta a ocorrência de ciliados livre nadantes e fixos ao longo do período avaliado. De acordo com Cordi et al. (2007) e Silva et al. (2019), a presença destes na biomassa do lodo é indicativo de boa depuração e, conseqüentemente, eficiência no tratamento de efluentes, além destes sinalizarem que a operação está ocorrendo de forma estável e a formação de flocos apresenta boas características de sedimentabilidade. De forma mais específica, Silva et al. (2019) ainda encontraram estes protozoários em maior frequência quando o reator apresentou maior eficiência na remoção de matéria orgânica.

Gráfico 14 — Ocorrência de ciliados verificada no lodo durante o período de interesse



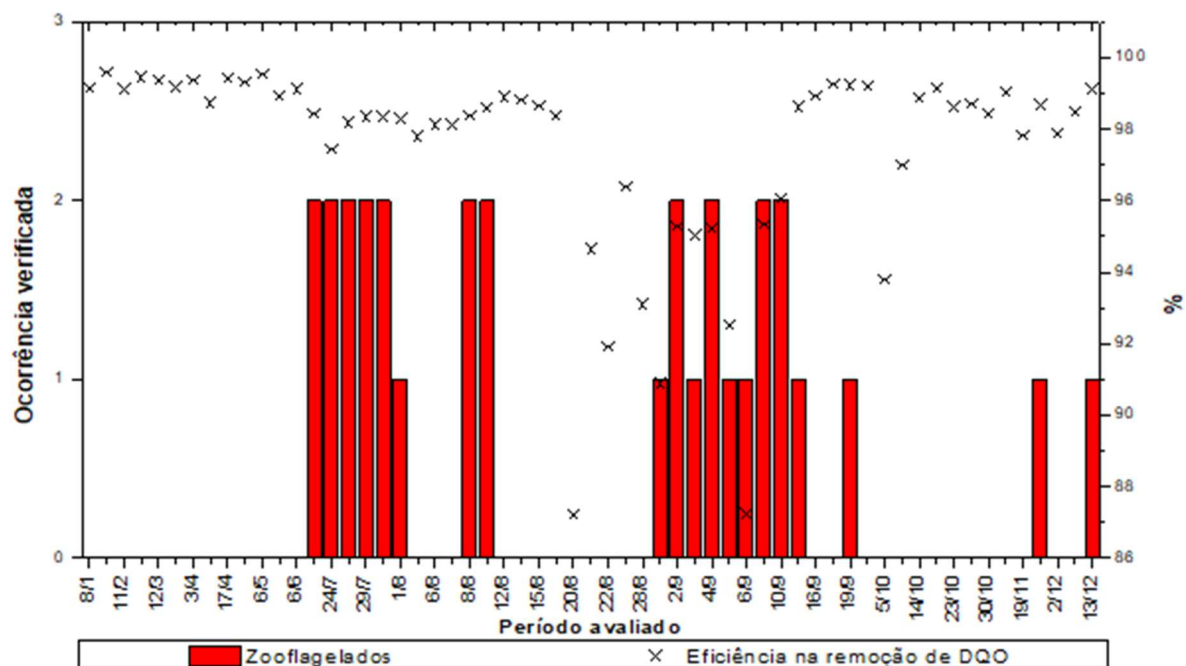
Fonte: Da autora (2020).

No entanto, apesar do Gráfico 14 possibilitar a verificação de picos de ocorrência destes microrganismos, foi realizado o cálculo do coeficiente de correlação de Pearson de forma a relacionar as eficiências diárias de remoção de DQO com a presença de ciliados livres e fixos. Foram obtidos coeficientes de 0,04 para os livre nadantes e 0,29 para os fixos, sendo ambos considerados de baixa correlação (COHEN, 1988, DANCEY; REIDY, 2006). No entanto, destaca-se que o primeiro valor, por quase igualar-se a zero, apresenta correlação quase nula entre as variáveis em questão (ciliados livre nadantes e eficiência na remoção de DQO).

Quando avaliada não a eficiência mas a concentração de DBO no efluente final relacionada aos ciliados fixos, foi obtido um coeficiente de -0,28, indicando correlação negativa assim como o verificado por Miloski (2015), Goulart (2013) e Jardim et al. (1997). De acordo com os autores, este resultado permite inferir que este grupo está diretamente relacionado com a remoção de matéria orgânica.

Além da avaliação a respeito da forma com a qual a presença de ciliados se relaciona com a DQO, também foi analisada a eficiência de remoção deste parâmetro com protozoários flagelados (GRÁFICO 15).

Gráfico 15 — Ocorrência de flagelados relacionada a remoção de DQO no período avaliado



Fonte: Da autora (2020).

O coeficiente destes parâmetros foi de -0,16, também considerado de fraca correlação (COHEN, 1988, DANCEY; REIDY, 2006). Quando avaliada a DQO do efluente bruto industrial comparada aos flagelados, foi obtido coeficiente de -0,25, similar à média verificada por Oliveira, Araújo e Fernandes (2009) para estas mesmas variáveis. Estes autores ressaltam que correlações negativas como as obtidas podem ser consideradas indicativos da sensibilidade dos microrganismos às cargas elevadas de DQO e DBO do efluente industrial.

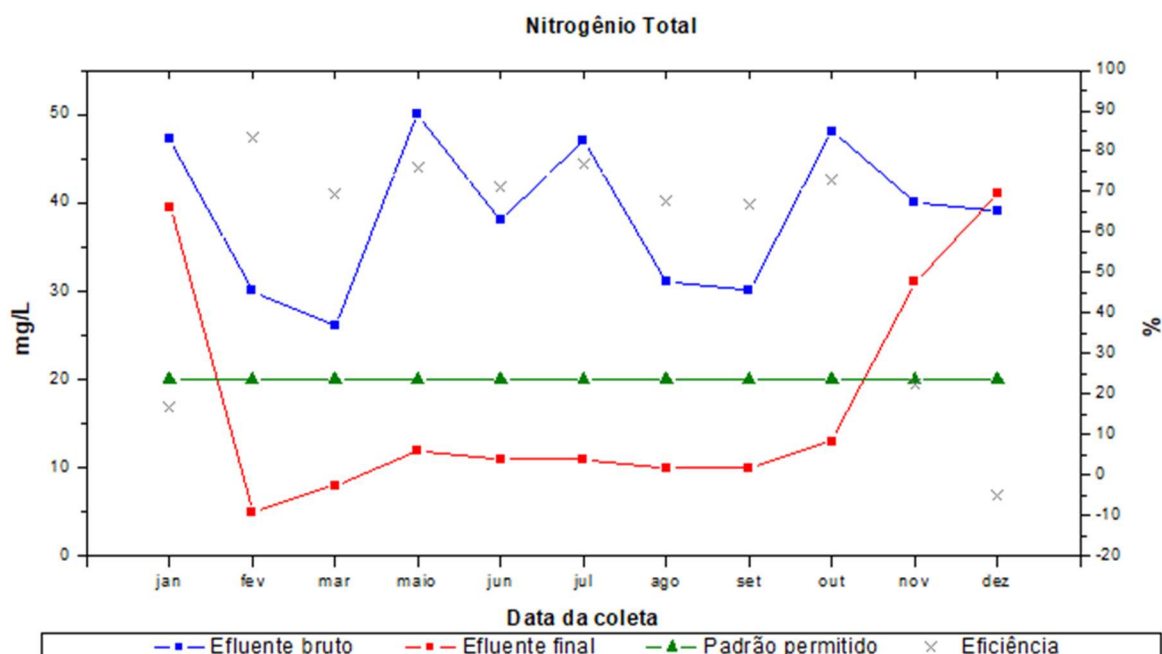
Outra relação avaliada foi entre a presença dos ciliados livre nadantes e a concentração da DBO e DQO no efluente final, cujo coeficiente foi de -0,03. Este resultado contrapõe o obtido por Miloski (2015), que infere que o resultado positivo verificado é devido ao fato deste grupo não contribuir para a remoção da carga orgânica do efluente. No entanto, está de acordo com a correlação negativa observada por Oliveira, Araújo e Fernandes (2009), que discutem acerca deste resultado ser estar relacionado à não aderência destes organismos aos flocos, estando dispersos no licor misto.

#### 4.2.6 Nitrogênio total

Os resultados obtidos para o parâmetro nitrogênio total estão apresentados no Gráfico 16. É importante salientar que as análises foram realizadas de forma a comparar o efluente bruto e final, e consequentemente a eficiência de remoção de nitrogênio. No entanto, a Resolução CONSEMA 355/2017 estipula padrão de lançamento apenas para o nitrogênio amoniacal, sendo este uma parcela do nitrogênio total. É importante salientar que a razão pela qual os resultados aqui descritos são baseados no nitrogênio total é que a avaliação do nitrogênio amoniacal é apenas realizada para encaminhar à FEPAM, de forma que as amostragens realizadas de forma mais frequente no laboratório da empresa são apenas referentes à parcela total deste nutriente.

Com relação ao efluente bruto, a média observada foi de 38,75 mg/L, enquanto o final foi de 17,41 mg/L. Destaca-se que o valor de concentração descrito pela legislação não foi atendido nos meses de janeiro, novembro e dezembro, no entanto esta análise não permite inferir que o efluente final não atendeu ao estabelecido para este parâmetro tendo em vista que a parcela de nitrogênio amoniacal nas concentrações observadas não é clara.

Gráfico 16 — Variação do nitrogênio total no efluente bruto e final ao longo do período avaliado, comparado ao padrão estipulado pela CONSEMA 355/2017 e a eficiência de remoção



Fonte: Da autora (2020).

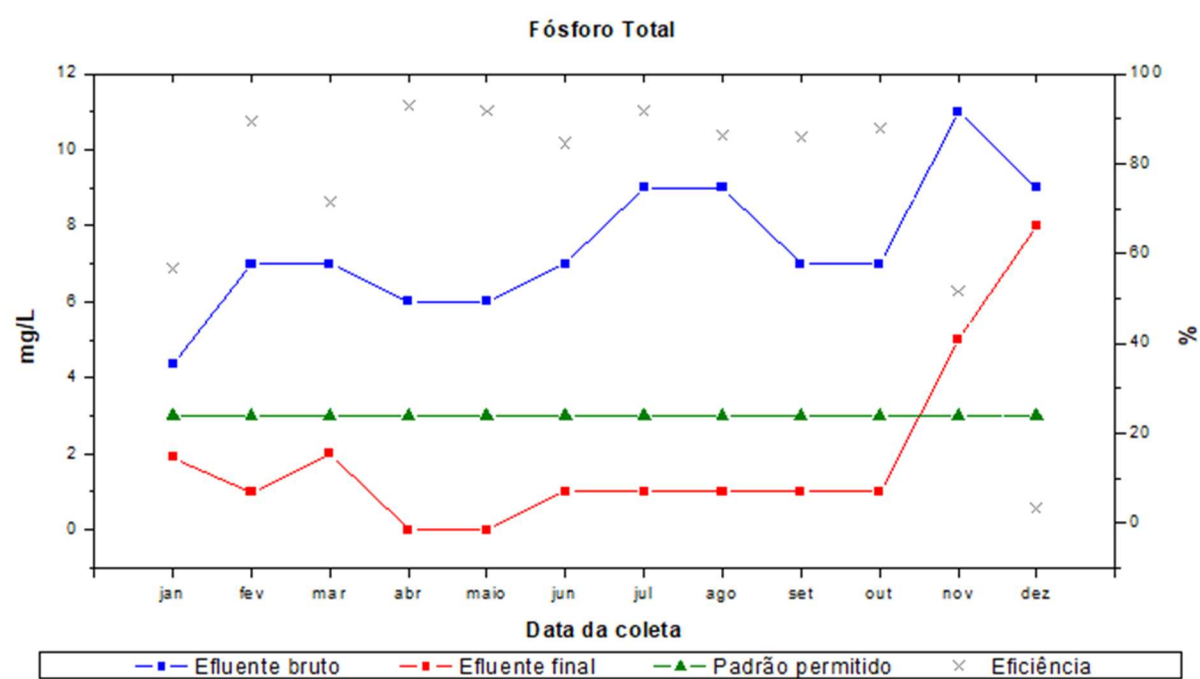
A eficiência média na remoção de nitrogênio total foi de 56,1%, valor razoavelmente baixo porém de acordo com estudos previamente conduzidos por Medeiros (2005), Cybis, Santos e Gehling (2004) e Ho et al. (1994), a remoção deste nutriente tende a ocorrer de modo mais eficiente em sistemas com reator em batelada (RSB) comparado aos de fluxo contínuo. Estes autores relatam, respectivamente, eficiências de 57%, 28-87% e 60% para sistemas similares ao do presente estudo.

A análise estatística envolveu a relação entre a concentração de nitrogênio total no efluente final e a presença de ciliados predadores de flocos, apresentando coeficiente de -0,17. O fato deste valor ser negativo está de acordo com trabalhos desenvolvidos por Bento et al. (2005), Goulart (2013) e Jardim et al. (1997), nos quais os autores inferem que este grupo é atuante no processo de nitrificação.

#### 4.2.7 Fósforo total

Os valores obtidos para o fósforo total estão contidos no Gráfico 17, sendo estes referentes ao parâmetro visualizado no efluente bruto e final.

Gráfico 17 — Variação do fósforo total no efluente bruto e final ao longo do período avaliado, comparado ao padrão estipulado pela CONSEMA 355/2017 e a eficiência de remoção



Fonte: Da autora (2020).

Neste contexto, para o efluente bruto foi verificada média anual de 7,29 mg/L, enquanto para o tratado a média foi de 1,99 mg/L, tendo apresentado valores que excederam o padrão estabelecido pela Resolução CONSEMA 355/2017, de 3 mg/L, em dois meses: novembro (5 mg/L) e dezembro (8 mg/L).

A eficiência média anual foi de 74,3%, bastante acima do encontrado por Santos et al. (2014), por exemplo, que ao avaliarem o sistema de lodos ativados de uma indústria têxtil, obtiveram média de 38,5%  $\pm$  11,9.

Com relação à análise da microvida foi avaliada a ocorrência de ciliados livre nadantes e fixos ao longo do período estudado. Segundo Silva et al. (2019), estes protozoários são percebidos em maior frequência quando o reator apresenta maior eficiência na remoção de fósforo.

Desta forma, foi realizado o cálculo do coeficiente de correlação de Pearson a fim de relacionar as eficiências diárias de remoção de fósforo com os ciliados livres e fixos (TABELA 7), sendo obtidos valores de -0,24 e 0,30, respectivamente, o primeiro indicando relação indireta entre as variáveis e o segundo, direta.

Tabela 7 — Comparação das variáveis de eficiência de remoção de fósforo com a avaliação da presença de ciliados livres e fixos

Parâmetro	3/4	17/4	23/7	30/7	6/8	14/8	20/8	3/9	10/9	17/9	25/9	23/10	30/10	19/11	26/11
Fósforo total no efluente bruto	7,27	6,79	9,45	4,43	7,48	10,81	6,5	7	7	8	6	9,41	5	15	11,36
Fósforo total no efluente final	0,44	0,35	0,66	0,74	1,32	0,58	1,4	2	1	1	1	0,57	1	9,5	5,42
Eficiência na remoção	93,95	94,85	93,02	83,30	82,35	94,63	78,46	71,43	85,71	87,50	83,33	93,94	80,00	36,67	52,29
Livre nadantes	2	1	1	0	0	2	0	1	2	1	1	1	2	2	2
Fixos (Sésseis)	3	1	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0

Fonte: Da autora (2020).

O valor referente aos livre nadantes é considerado de fraca correlação de acordo com Cohen (1988) e Dancey e Reidy (2006); enquanto o valor referente aos fixos é descrito como de média correlação pelo primeiro autor e de fraca correlação pelos últimos. Salienta-se ainda que a Tabela 7 apresenta um período mais restrito quando comparado ao conjunto inicial de dados em função de que para esta foram consideradas apenas as datas nas quais foram realizadas análises do fósforo total, pois segundo Salvadó, Gracia e Amigó (1995), são obtidos melhores resultados quando utilizados dados referentes às características físico-químicas do efluente do mesmo dia das análises microscópicas.

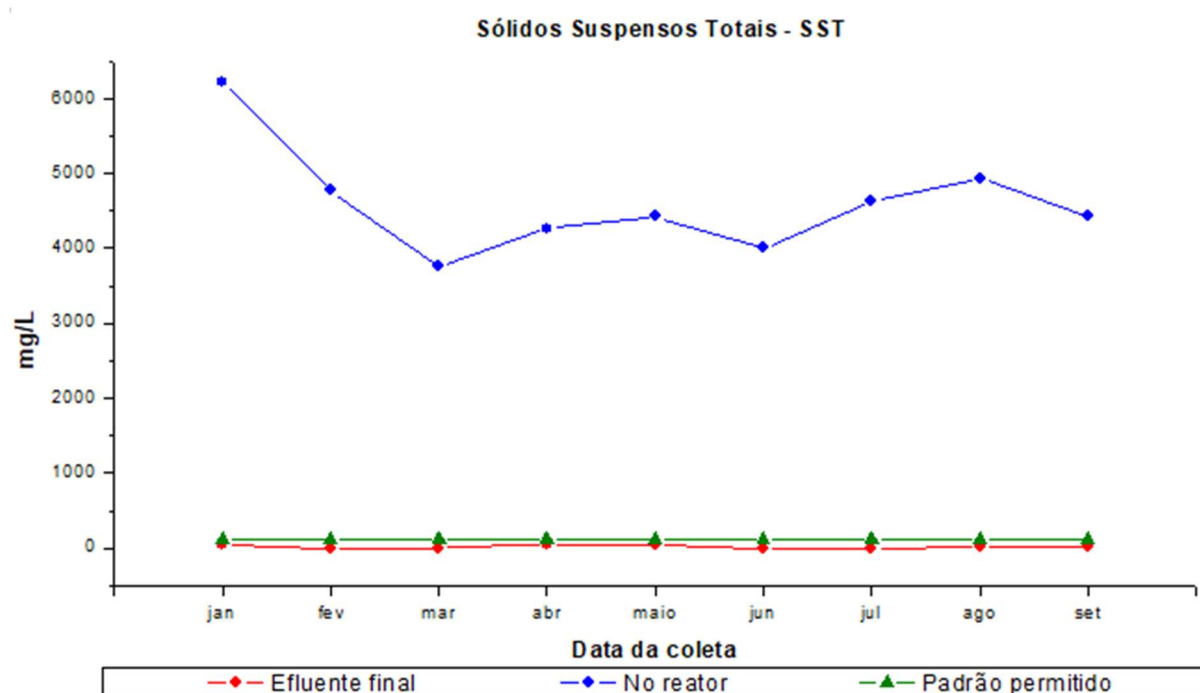


#### 4.2.8 Sólidos suspensos totais

Os resultados encontrados para os sólidos suspensos totais estão apresentados no Gráfico 18. Nota-se que este parâmetro foi avaliado somente nos meses de janeiro a setembro, sendo que as nove médias mensais para o efluente final atenderam o padrão de lançamento estipulado pela Resolução CONSEMA 355/2017, de 125 mg/L.

A concentração dos sólidos no tanque de aeração apresentou média de 4.602,4 mg/L, enquanto a média final foi de 18,4 mg/L. De acordo com o previsto pela NBR 12209/2011, a concentração de sólidos em suspensão no interior do reator biológico obtida foi elevada, apresentando valor coerente com o estipulado.

Gráfico 18 — Variação de SST no reator biológico e no efluente final no período estudado comparados ao padrão estabelecido pela Resolução CONSEMA 355/2017



Fonte: Da autora (2020).

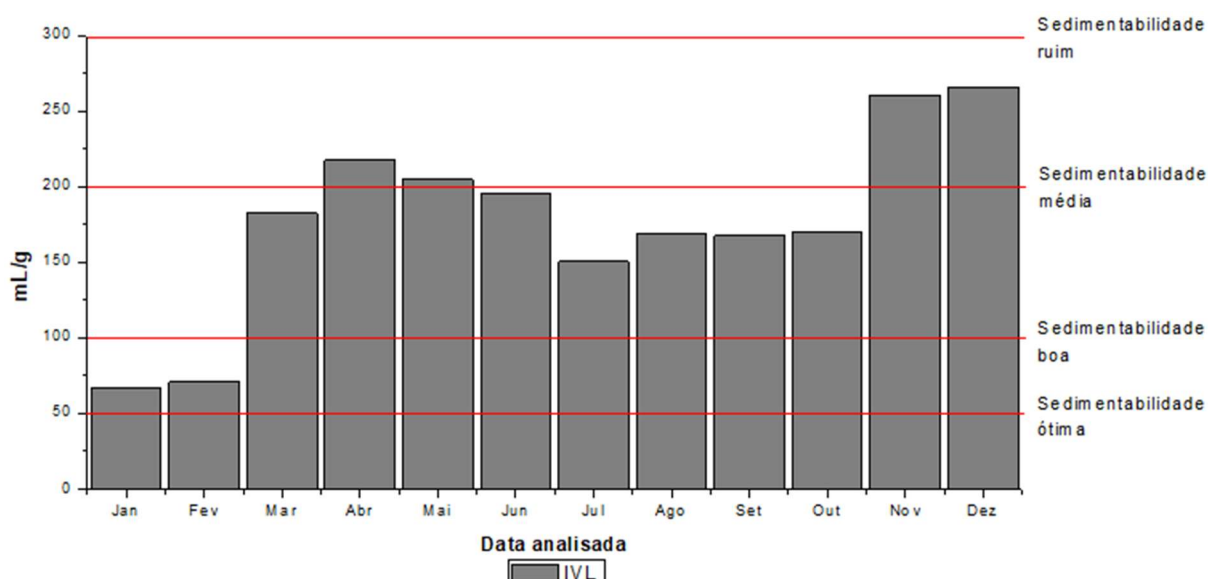
A relação média observada de SSV/SST no reator foi de 0,77, um pouco acima do recomendado por Von Sperling (2016) para um sistema de aeração prolongada - em torno de 0,60 a 0,75g SSV/gSST.

#### 4.2.9 Índice volumétrico de lodo

No Gráfico 19 estão apresentados os resultados referentes às médias mensais do IVL. A partir destes é possível verificar que o lodo oscilou ao longo do ano entre períodos de sedimentabilidade ruim, média e boa, tanto com referência ao estipulado por Von Sperling (2001) quanto por Jordão e Pessôa (2011) (TABELA 3).

Numericamente os valores variaram entre 66,5 mL/g, em janeiro, até sua pior condição em dezembro, com 365,6 mL/g. Em 66,6% do período avaliado o IVL esteve abaixo de 200 mL/g, o que considera-se como flocos com boa formação, visto que, a partir deste valor é favorecido o início do intumescimento, podendo atingir condições críticas de até 800 mL/g (LIMA et al., 2001).

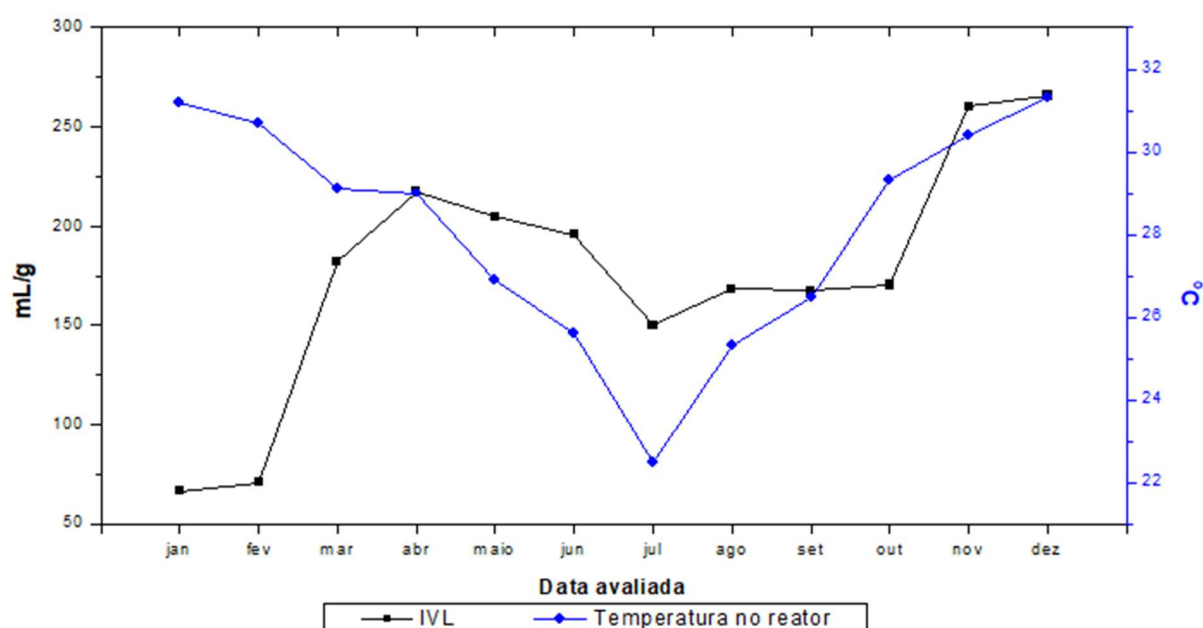
Gráfico 19 — Variação do IVL ao longo do período avaliado



Fonte: Da autora (2020).

Krishna e Loosdrecht (1999) destacam que um dos parâmetros que possuem maior influência na variação do IVL é a temperatura, principalmente a baixos valores de idade de lodo. Sendo assim, no Gráfico 20 é apresentada a relação observada entre estas duas variáveis ao longo do período estudado, a partir do qual é possível verificar que esta influência descrita pelos autores ocorreu.

Gráfico 20 — Variação do IVL comparado à temperatura ao longo do período avaliado



Fonte: Da autora (2020).

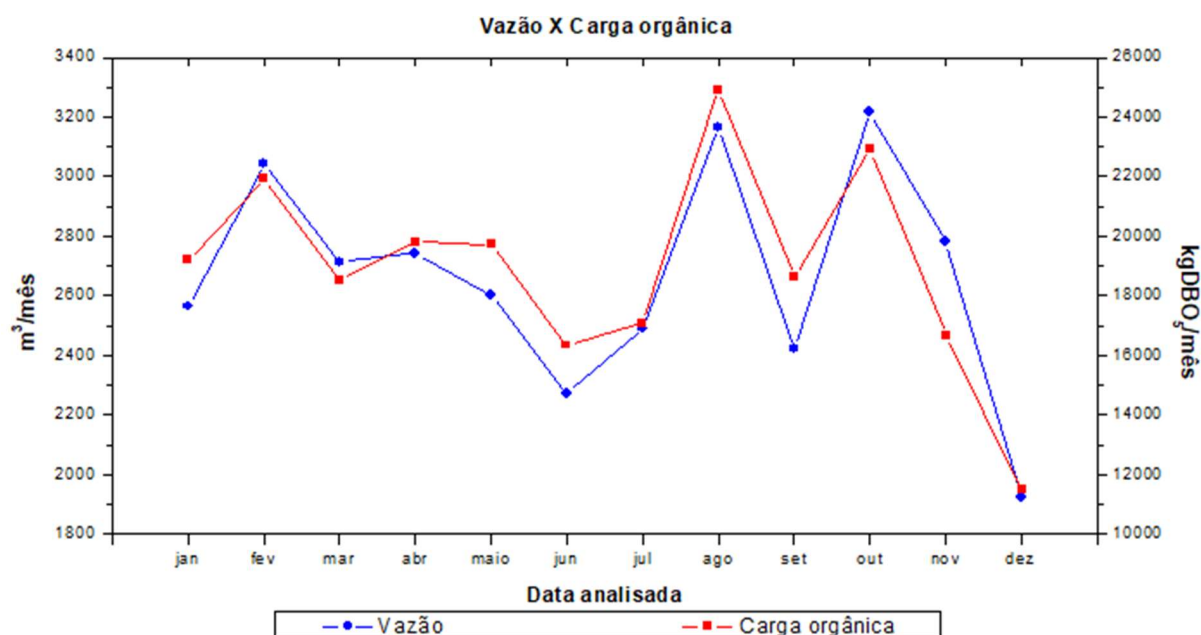
No entanto, no início do ano, especialmente em janeiro, a relação é mais fraca — sendo este o mês que apresentou a idade do lodo mais elevada (equivalente a mais de 43 dias, valor que se aproxima do dobro dos demais meses do ano), valor este obtido a partir da Equação 3. Percebido tal distanciamento das variáveis no início do ano, o coeficiente de correlação que era zero quando levado em consideração os doze meses passa a ser 0,81 quando excluídos os três primeiros meses de avaliação.

### 4.3 Vazão e carga

Foram relacionados os parâmetros de vazão e carga orgânica, conforme apresentado no Gráfico 21. A importância desta avaliação se dá em função dos possíveis impactos relacionados às oscilações de vazão e carga à montante do reator em questão, podendo ocasionar diminuição da sua eficiência (SOARES, 2010).

A partir do gráfico é possível verificar que os dois parâmetros possui uma relação significativa, fato que é confirmado pela análise estatística, onde o coeficiente de correlação obtido foi de 0,91.

Gráfico 21 — Variação da carga orgânica e vazão ao longo do período avaliado



Fonte: Da autora (2020).

De acordo com o projeto da ETE, a vazão de projeto do reator biológico é de 6 m³/h (3.756 m³/mês). O valor máximo mensal foi verificado em outubro (3.218 m³/mês), representando 85,68% da capacidade total, enquanto o mínimo foi em dezembro (1.923 m³/mês), equivalente a 51,20%. A média da vazão ao longo do período avaliado foi de 2.662 m³/mês.

Ainda conforme o projeto, a carga orgânica é de 700 kgDBO₅/d (18.258 KgDBO₅/mês). O pico máximo de carga foi observado também em agosto (24.903 KgDBO₅/mês), o qual ultrapassa o valor de projeto em 36,40%. A carga mínima verificada foi também em dezembro (11.508 KgDBO₅/mês), corroborando com a correlação entre as variáveis vazão e carga, visto que apresentaram máximas e mínimas nos mesmos meses. A média da carga orgânica ao longo ano foi de 18.941 KgDBO₅/mês.

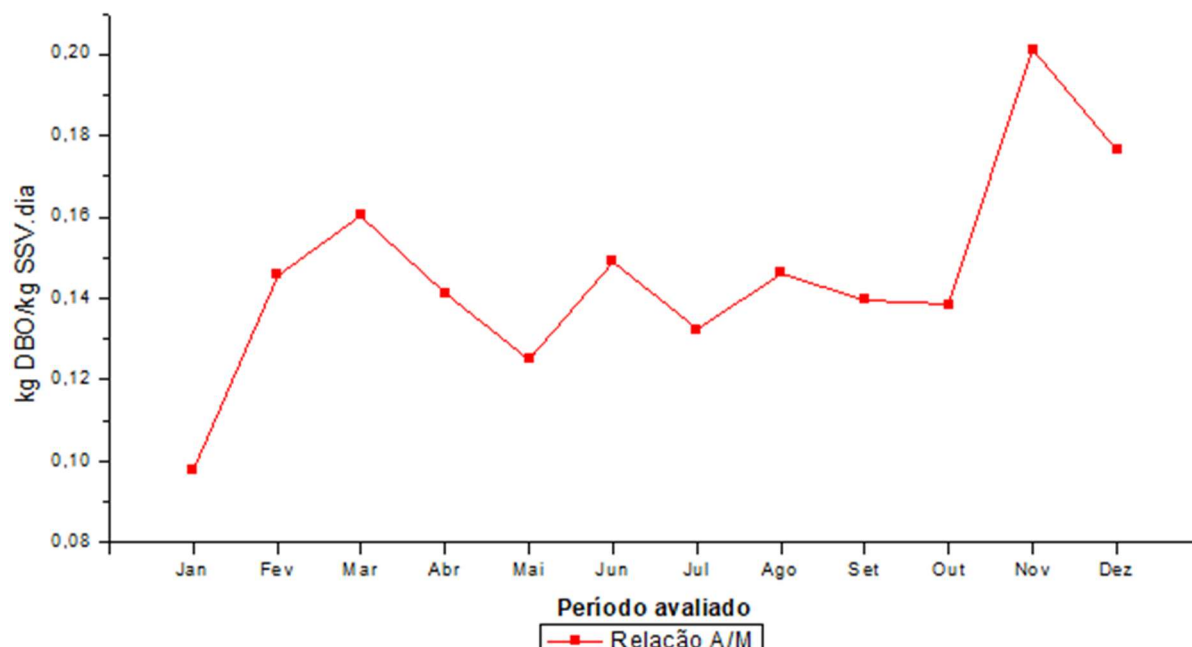
Visto que o reator biológico possui volume útil correspondente a 970 m³ e a vazão média do ano foi de 2.662 m³/mês (87,52 m³/dia), foi obtido a partir da Equação 5 um TDH resultante foi de aproximadamente 11 dias e 2 horas.

#### 4.4 Relação A/M

A partir da Equação 1 foram obtidos os valores referentes a relação A/M ao longo do período avaliado, expostos no Gráfico 22. A média anual encontrada foi de

0,15 kg DBO/kg SSV.dia, valor este que é considerado como limite superior para o parâmetro no que se refere ao processo de lodos ativados por aeração prolongada.

Gráfico 22 — Variação da relação A/M ao longo do período avaliado



Fonte: Da autora (2020).

Von Sperling (2016) comenta que um valor elevado para esta relação implica em uma menor eficiência na assimilação da matéria orgânica. Bento et al. (2005) avaliaram um sistema também de aeração prolongada no entanto o efluente em questão era doméstico, sendo o valor encontrado igual a obtiveram 0,032 kg DBO/kgSSV.d, estando este ligeiramente abaixo do previsto para esta variante dos lodos ativados. Bueno, Piveli e Campos (2019) determinaram este parâmetro para três estações de tratamento de mesmas características da anteriormente citada e obtiveram como resultados  $0,10 \pm 0,2$ ,  $0,15 \pm 0,3$  e  $0,16 \pm 0,3$  kg DBO/kgSSV.d, valores mais próximos ao do presente estudo.

#### 4.5 Melhorias propostas

De acordo com os resultados expostos, é possível observar que uma questão que atualmente está em desacordo é a elevada carga a qual o sistema está sendo submetido, tendo em vista que o valor de projeto é de aproximadamente 18.258 KgDBO<sub>5</sub>/mês e a média anual do período avaliado foi de 18.941 KgDBO<sub>5</sub>/mês,

apresentando pico máximo em agosto, onde a mesma ultrapassou o previsto em projeto em 36,40%, atingindo a marca de 24.903 KgDBO<sub>5</sub>/mês. Concomitantemente a isso, a relação A/M apresentou valor limite ao definido para processos de lodos ativados por aeração prolongada. Tendo em vista que a sobrecarga no tanque de aeração pode resultar em lodo recente e de baixa densidade, o reajuste desta relação seria interessante. Como solução, Von Sperling (2016) propõe a diminuição da taxa de descarte para, no máximo, 10% diário, com o intuito de retornar o sistema às condições normais de operação — tendo em vista que no período avaliado a ETE operou com a faixa entre aproximadamente 14 - 23 %.

Em relação a outro cenário que atualmente não está em condições ideais é relacionado às condições dos flocos. Verificou-se que os flocos estavam dispersos em uma pequena quantidade das avaliações realizadas, no entanto em aproximadamente 56% das amostragens os flocos se mantiveram bem definidos, enquanto em 41% mostraram-se agregados com espaços, o que permite inferir que as condições ideais de flocos estavam presentes em apenas pouco mais da metade das amostragens. Neste contexto, Von Sperling (2016) levanta uma série de indicativos vinculados a problemas com flocos dispersos, o que implica na necessidade de averiguar de maneira mais específica possíveis indicativos do porquê as condições dos flocos não se mostraram ideais durante um período de mais significativo. No entanto, ressalta-se que uma possível causa seja a própria relação A/M elevada, de forma que a solução seria a mesma redução da taxa de descarte citada anteriormente.

## 5 CONCLUSÃO

O principal objetivo no decorrer do período avaliado foi a compreensão acerca do atual sistema de tratamento de efluentes implantado na referida indústria do segmento alimentício a fim de caracterizá-lo e verificar sua eficiência com base na legislação vigente e referências bibliográficas de outros estudos realizados na área.

Em geral, com base nos resultados apresentados é possível inferir que o sistema opera de maneira satisfatória, visto que a grande maioria dos parâmetros físico-químicos e de controle operacional avaliados se mostraram de acordo com o esperado. As eficiências médias de remoção de DQO e  $\text{DBO}_5$  ficaram acima de 98%, enquanto para o nitrogênio e fósforo se mantiveram pouco acima de 50 e 70%, respectivamente. No entanto, a carga orgânica se mostrou elevada ao longo do período avaliado, de forma que a média para o período avaliado ficou acima do seu valor de projeto. Associado a este evento e relacionado a ele, a relação A/M apresentou valor limite ao definido para processos de lodos ativados por aeração prolongada, de forma que seria interessante seu reajuste.

A microbiota presente na biomassa do lodo mostrou-se composta por organismos dos grupos de Ciliados Predadores de Flocos, Ciliados Livre Nadantes e Fixos, Tecamebas e Amebas Nuas, Zooflagelados, Zooglea, Bactérias Filamentosas, Rotíferos, Nematóides, Anelídeos e Tardígrados. Além disso, ainda com relação ao lodo, foi observado que os flocos oscilaram entre bem definidos e agregados com espaços na maior parte do período (em 56% e 41% das amostragens realizadas, respectivamente), estando dispersos somente em duas amostragens no mês de dezembro, o que representou 3% das avaliações.

Apesar da avaliação da microvida e caracterização do floco não serem análises

comumente utilizadas no Brasil, estas são ferramentas excelentes para o melhor entendimento do processo biológico por lodos ativados, bem como sua otimização. No entanto, é importante salientar que estas análises devem ser realizadas de forma complementar às físico-químicas, não devendo excluí-las. Em virtude da escassez de estudos acerca da microbiota presente no lodo, é imprescindível que se realizem mais pesquisas sobre a fim de consolidar uma base sólida de referencial teórico e, consequentemente, propagar a realização deste monitoramento a fim de buscar a excelência no controle operacional do processo de tratamento.

No que diz respeito às análises estatísticas, estas não apresentaram correlações elevadas entre a presença dos organismos avaliados com parâmetros físico-químicos, no entanto foram obtidos coeficientes semelhantes aos apresentados na bibliografia. Com relação a estas fracas correlações é possível que tenham ocorrido falhas ao avaliar a microbiota, visto que esta foi realizada de maneira qualitativa e, de certa forma, relativa — fato que é amplificado se levado em consideração que as avaliações possivelmente foram efetuadas por mais de um operador da referida ETE, o que geram questões acerca dos parâmetros individuais de quanto “muitos” ou “poucos” organismos caracterizam determinada classificação. No entanto, apesar dos valores pouco significativos em sua maioria, a representação gráfica auxiliou na compreensão do comportamento de variáveis de interesse, como nas comparações realizadas entre  $DBO_5$  e as seguintes vazões: vazão no reator aeróbio, vazão de retorno do lodo e vazão de descarte de lodo no período avaliado.

Com relação a pontos deficientes verificados no funcionamento atual da ETE, foram identificados dois, os quais são passíveis de melhorias. O primeiro deles foi a elevada carga orgânica com a qual o sistema vem trabalhando, ocasionando elevada relação A/M. Para este ponto se propõe a diminuição da taxa de descarte a fim de retornar o sistema às condições normais de operação. O segundo ponto avaliado foi referente às condições dos flocos biológicos, os quais apresentaram boa definição em apenas 56% das amostragens realizadas, de forma que recomenda-se uma avaliação mais detalhada dos possíveis agentes causadores desta relativamente baixa porcentagem de flocos em condições ideais. No entanto, ressalta-se que uma possível causa seja a própria relação A/M elevada, de forma que a solução seria a mesma redução da taxa de descarte citada anteriormente.



## REFERÊNCIAS

ALMEIDA, Edna dos S. **Tratamento de efluente da indústria de queijos por processos biológicos e químicos**. 2004. 81 f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, dez. 2004. Disponível em: <[http://repositorio.unicamp.br/jspui/bitstream/REPOSIP/248886/1/Almeida\\_EdnadosSantos\\_D.pdf](http://repositorio.unicamp.br/jspui/bitstream/REPOSIP/248886/1/Almeida_EdnadosSantos_D.pdf)>. Acesso em: 29 abr. 2020.

AMORIM et al. Análise de eficiência do sistema de lodo ativado no tratamento de efluentes de um curtume na cidade de Uberlândia-MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 5., 2014, Belo Horizonte, Minas Gerais. **Anais...** Belo Horizonte, 2014, 15 p.

APHA. Standard methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd Edition. American Public Health Association, Washington, DC, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE CHOCOLATES, AMENDOIM E BALAS - ABICAB. **Dados de mercado 2018**. 2018. Disponível em: <<http://www.abicab.org.br/paginas/estatisticas/balas-gomas/>>. Acesso em: 27 abr. 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR ISO 14001: Sistemas de gestão ambiental - Requisitos com orientações para uso. Rio de Janeiro: ABNT, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12209**: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgoto sanitários. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.

Autoridade de Segurança Alimentar e Económica - ASAE. **Toxicidade**. Disponível em: <<https://www.asae.gov.pt/seguranca-alimentar/riscos-quimicos/nitratos/toxicidade.aspx>>. Acesso em: 15 maio 2020.

BARRETO, Luciano V. et al. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v. 9, n. 16, 2013. Disponível em: <<http://www.conhecer.org.br/enciclop/2013a/biologicas/EUTROFIZACAO.pdf>>. Acesso em: 12 maio 2020.

Banco de Dados Regional - BDR. **Perfil Socioeconômico do Vale do Taquari**. 2011. Disponível em: <[https://www.univates.br/media/bdr/Perfil\\_VT\\_Setembro\\_2011.pdf](https://www.univates.br/media/bdr/Perfil_VT_Setembro_2011.pdf)>. Acesso em: 10 maio 2020.

BENATTO, Natalia C. B. **Controle de oxigênio dissolvido e pH para aplicação em sistemas de tratamento de esgoto**. 2012. 75 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 18 out. 2012.

BENICÁ, Cristina. **Degradação do corante alimentício Ponceau 4R e tratamento de efluente de uma indústria de alimentos utilizando processos oxidativos avançados**. 2012. 141 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 11 maio 2012.

BENTO, Alessandra P. et al. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Eng. sanit. ambient.**, v. 10, n. 4, p. 329-338, 2005. Disponível em: <<https://www.scielo.br/pdf/esa/v10n4/a09v10n4.pdf>>. Acesso em: 20 abr. 2020.

BITTENCOURT, Claudia; PAULA, Maria A. S. de. Tratamento de água e efluentes: fundamentos de saneamento ambiental e gestão de recursos hídricos. 1 ed. São Paulo: Érica, 2014.

BRAGA, Erika de A. S. **Determinação dos compostos inorgânicos nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato) e fósforo total na água do Açude Gavião, e sua contribuição para a eutrofização**. 2006. 120 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 18 ago. 2006.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Processos de tratamento de esgotos: guia do profissional em treinamento - Nível 2**. Brasília, 2008, 118 p. Disponível em: <[https://www.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos\\_PDF/recesa/processosdetratamentodeesgoto-nivel2.pdf](https://www.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/recesa/processosdetratamentodeesgoto-nivel2.pdf)>. Acesso em: 11 maio 2020.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução RDC nº 265, de 22 de setembro de 2005**. 2005. Disponível em: <[http://portal.anvisa.gov.br/documents/33916/394219/RDC\\_265\\_2005.pdf/6c0a5666-3676-42e7-ba96-bea78afb8ea1](http://portal.anvisa.gov.br/documents/33916/394219/RDC_265_2005.pdf/6c0a5666-3676-42e7-ba96-bea78afb8ea1)>. Acesso em: 27 abr. 2020.

CARVALHO, Glaucio R. A Indústria de laticínios no Brasil: passado, presente e futuro. **Circular Técnica no 102 da Embrapa gado e leite**. ISSN 1678-037x. 12 p. Juiz de fora, dez. 2010. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/870411/1/CT102.pdf>>. Acesso em: 29 abr. 2020.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Glossário**. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/glossario/>>. Acesso em: 17 mar. 2020.

CLAAS, Isabel C. **Lodos ativados: Princípios Teóricos Fundamentais, Operação e Controle**. Porto Alegre: Evangraf, 2007.

COHEN, Jacob. Statistical power analysis for the behavioral sciences. Hillsdale, NJ, Erlbaum, 1988.

Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 1 abr. 2020.

Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 1 abr. 2020.

CORDI, Livia et al. Intumescimento filamentosos no processo de lodos ativados aplicado ao tratamento de soro de queijo: caracterização e uso de floculantes para melhorar a sedimentabilidade. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 4, n. 2, p. 26-37, jul./dez. 2007. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/99991/1/2007AP-009.pdf>>. Acesso em: 28 out. 2020.

CREPALDI, Renata M. C. et al. Potencial hidrogeniônico de antimicrobianos, segundo os fatores ambientais temperatura e luminosidade. **Rev. Latino-Am. Enfermagem**, v. 18, n. 2, mar./abr. 2010. Disponível em: <[https://www.scielo.br/pdf/rlae/v18n2/pt\\_20.pdf](https://www.scielo.br/pdf/rlae/v18n2/pt_20.pdf)>. Acesso em: 5 abr. 2020.

CYBIS, Luiz F. de A.; SANTOS, Altemar V. dos; GEHLING, Gino R. Eficiência do reator seqüencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa. **Eng. sanit. ambient.**, v. 9, n. 3, p. 260-264, jul./set. 2004.

DANCEY, Christine; REIDY, John. **Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows**. Porto Alegre, Artmed. 2006.

DIWANI, Guizine E. et al. Treatment of Confectionery and Gum Factory Wastewater Effluent. **Adsorption Science & Technology**, Cairo, Egito, v. 18, n. 9, 2000. Disponível em: <<https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1260/0263617001493837>>. Acesso em: 27 out. 2020.

ESPICH, Charles. **Avaliação microbiológica da eficácia da limpeza de equipamentos de indústria produtora de candies, localizada na cidade de Lajeado - RS**. 2014. 32 f. Monografia (Graduação) - Curso de Química Industrial - Bacharelado, da Universidade do Vale do Taquari, Lajeado, dez. 2014. Disponível em: <<https://www.univates.br/bdu/bitstream/10737/648/1/2014CharlesEspich.pdf>>. Acesso em: 27 abr. 2020.

FERREIRA, Fabiana D.; CORAIOLA, Márcio. Eficiência do lodo ativado em fluxo contínuo para tratamento de esgoto. **Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 259-279, abr./jun. 2008. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/>>

publication/321285167\_EFICIENCIA\_DO\_LODO\_ATIVADO\_EM\_FLUXO\_CONTINUO\_PARA\_TRATAMENTO\_DE\_ESGOTO>. Acesso em: 18 out. 2020.

FILHO, Dalson B. F.; JÚNIOR, José A. da S. Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson (r). **Revista Política Hoje**, v. 18, n. 1, 2009. Disponível em: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/politica hoje/article/view/3852>>. Acesso em 29 out. 2020.

FILHO, Eloy A. F.; CHUI, Queenie S. H. Qualidade de medições e neutralização de efluentes alcalinos com dióxido de carbono. **Eng. sanit. ambient.**, v. 11, n. 2, abr./jun. 2006. Disponível em: <<https://www.scielo.br/pdf/esa/v11n2/30477.pdf>>. Acesso em: 22 abr. 2020.

FIN, William L. G. **Avaliação da eficiência do sistema de lodos ativados da estação de tratamento de efluentes de uma empresa de batatas chips exposto a diferentes vazões de ar**. 2018. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade do Vale do Taquari - Univates, Lajeado, RS, jun. 2018.

GASQUES, Gisela de O. **Utilização de floculante natural em sistemas de tratamento de efluentes líquidos industriais por lodos ativados**. 2006. 80 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, set. 2006.

GIORDANO, Gandhi. **Tratamento e controle de efluentes industriais**. 2005. 81 f. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2005.

GOULART, J. A. G. **Estudo da remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos *Cryptosporidium* spp. e caracterização da microfauna em estações de tratamento de esgoto: instrumentos de avaliação e controle do processo**. 2013. 190f. Tese (Doutorado em Parasitologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013.

HÉKIS, Hélio R. et al. Avaliação do impacto dos fatores estratégicos e da inovação sobre o desempenho exportador em uma empresa produtora de *candies* do Rio Grande do Norte – Brasil. **Revista Espacios**, v. 37, n. 31, 2016. Disponível em: <<http://www.revistaespacios.com/a16v37n31/16373102.html>>. Acesso em: 27 abr. 2020.

HIDAKA, T. et al. Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 12, p. 181-188. 2002.

HO, K. et al. A comparison of biological nutrient removal in intermittent cyclic and continuous activated sludge systems. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 11, p. 149-159, 1994.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades@**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

JARDIM, F. A.; BRAGA, J. M. S.; MESQUITA, M. M. F. Avaliação da eficiência do tratamento biológico de esgotos através da caracterização da microbiota da ETE Fonte Grande – Contagem – MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19. **Anais...**1997.

JORDÃO, Eduardo P.; PESSÔA, Constantino A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6 ed. Rio de Janeiro, 1050p. 2011.

KRISHNA, Chundakkadu; LOOSDRECHT, Mark C. M. V. Effect of temperature on storage polymers and settleability of activated sludge. **Wat. Res.**, v 33, n. 10, p. 2374-2382, 1999.

LIMA, U. A. et al. **Biotechnology Industrial: Processos Fermentativos e enzimáticos**. 1 ed., v. 3. São Paulo: Blücher, 2001.

MEDEIROS, Daniel R. **Eficiência, sedimentabilidade e composição da microfauna de sistemas de lodos ativados de fluxo contínuo e em batelada, removendo nitrogênio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, jan. 2005. Disponível em: <<https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/4923>>. Acesso em: 10 nov. 2020.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison Prescott. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MILOSKI, Joana. **Caracterização da microbiota envolvida nos processos aeróbios (lodos ativados) e anaeróbios (UASB) de uma indústria de alimentos**. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 10 abr. 2015.

OLIVEIRA, Gisele S. S. de; ARAÚJO, Cristiano V. de M.; FERNANDES, José G. S. Microbiologia de sistema de lodos ativados e sua relação com o tratamento de efluentes industriais: a experiência da Cetrel. **Eng Sanit Ambient**, v. 14, n. 2, p. 183-192, abr./jun. 2009.

Organização das Nações Unidas - ONU. Declaração da ONU água para o dia mundial da água. Brasil, 2010.

PAPADIMITRIOU, Ch. et al. The effects of toxic substances on the activated sludge microfauna. **Desalination**, v. 211, p. 177–191, jun. 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.594>>. Acesso em: 2 nov. 2020.

PELETEIRO, Carolina S.; ALMEIDA, Maria L. R. de. **Dimensionamento, análise e comparação da viabilidade econômica de uma estação de tratamento de esgotos utilizando os processos de lodos ativados convencional e aeração prolongada**. 2014. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, mar. 2014.

PONEZI, A. N. **Tratamento de efluente líquido da indústria cítrica por lodo ativado por batelada (LAB): tratabilidade e microbiologia**. Tese (Doutorado em

Engenharia Civil, na área de concentração Saneamento e Ambiente). Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 2000.

POOLE, J.E.P. A study of the relationship between the mixed liquor fauna and plant performance for a variety of activated sludge sewage treatment works. **Water Research**, v. 18, n. 3, p. 281-287, 1984.

Programa de Pesquisa em Saneamento Básico - PROSAB. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

REIS, Ana C. V. **Análise de sistema de lodos ativados tratando efluente de indústria alimentícia**: tratabilidade e microfauna. 2017. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG, 5 dez. 2017.

RICHARD, M. Activated sludge microbiology problems and their control. ANNUAL USEPA NATIONAL OPERATOR TRAINERS CONFERENCE, 20., 2003, Buffalo, **Anais...** Fort Collins: SEAR-BROWN, 2003.

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) nº 355, de 2017**. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 13 jul. 2017.

SALVADÓ, H.; GRACIA, M.P. Determination of organic loading rate of activated sludge plants based on protozoan analysis. **Water Research**, v. 27, n. 5, p. 891-895, 1993.

SALVADÓ, H.; GRACIA M. P.; AMIGÓ, J. M. Capability of ciliated protozoa as indicators of effluent quality in activated sludge plants. **Water Research**, v. 29, n. 4, p. 1041-1050, abr. 1995. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)00258-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00258-9)>. Acesso em: 31 out. 2020.

SANTOS, Liliana A. dos S. et al. Relationship between protozoan and metazoan communities and operation and performance parameters in a textile sewage activated sludge system. **European Journal of Protistology**, v. 50, n. 4, p. 319–328, ago. 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ejop.2014.03.005>>. Acesso em: 1 nov. 2020.

SILVA, Maria R. A. da. et al. Avaliação da microfauna de sistemas de lodo ativado com remoção de fósforo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30., 2019, Natal, Rio Grande do Norte. **Anais...** Natal, 2019, 5 p.

SMITH, Val H.; SCHINDLER, David W. Eutrophication science: where do we go from here?. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 1 abr 2009.

SOARES, Tiago M. **Desenvolvimento de controle avançado para processos de aeração por ar difuso visando aplicação em sistemas de tratamento de efluentes**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 10 maio 2010.

THEVES, Fernanda A. B. et al. Estudo físico-químico e microbiológico da água com potencial reúso não potável em indústria de alimentos. **Estudo & Debate**, v. 25, n. 1, p. 32-43, 2018. Disponível em: <<http://univates.br/revistas/index.php/estudoedebate/article/view/1367/0>>. Acesso em: 10 maio 2020.

VALENTE, José P. S.; PADILHA, Pedro M.; SILVA, Assunta M. M. da. Contribuição da cidade de Botucatu - SP com nutrientes (fósforo e nitrogênio) na eutrofização da represa de Barra Bonita. **Eclet. Quím.**, São Paulo, v. 22, 1997. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-46701997000100004>>. Acesso em: 7 maio 2020.

VON SPERLING, Marcos. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. IWA Publishing, Londres, 2005.

\_\_\_\_\_. Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os princípios da teoria do fluxo de sólidos. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 6, out./dez. 2001.

\_\_\_\_\_. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1996.

\_\_\_\_\_. **Lodos ativados: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 4. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.

WANG, D. et al. Biological Phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5466-5473, 2008.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. Industrial Wastewater Management, treatment, and disposal. WEF Manual of Practice No. FD-3. 3. ed. Alexandria, USA, Mc Graw Hill, 2008.

YADAV, T. C.; KHARDENAVIS, A. A.; KAPLEY, A. Shifts in microbial community in response to dissolved oxygen levels in activated sludge. **Bioresource Technology**, v. 165, p. 257-264, 2014.

YANO, A. A.; GOMES, L. A. Uso de cloro no controle de bactérias filamentosas em lodos ativados de indústria frigorífica. **Ambi-Água**, v. 8, n. 2, p. 146 – 156. Taubaté, 2013.

ZOBY JR., L. C. et al. Avaliação do desempenho das estações de tratamento por lodo ativado no Grande Recife associada com análise de imagens dos micro-organismos presentes no lodo ativado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE

ENGENHARIA QUÍMICA, 20., 2014, Florianópolis, Santa Catarina. **Anais...**  
Florianópolis, 2014, 8 p.



## APÊNDICE A — Avaliação da presença de microvida e condições dos flocos

Data	Condições do floco	Predador de floco	Livre nadantes	Fixos (Sésseis)	Tecamebas	Anebas nuas	Zooflagelados	Zooglea	Filamentosas	Rotíferos	Nematóides	Anelídeos	Tardígrado
8/1	BD	1	0	1	1	0	0	2	3	2	0	0	0
10/1	BD	1	1	0	2	0	0	2	2	2	0	0	0
11/2	AE	1	0	1	1	0	0	2	2	2	0	0	0
19/2	BD	1	1	2	1	0	0	2	2	2	0	0	0
12/3	AE	1	2	2	1	0	0	0	2	1	1	0	0
19/3	AE	2	1	2	0	0	0	0	2	1	0	0	0
3/4	AE	2	2	3	1	0	0	1	2	1	0	0	0
9/4	AE	0	1	0	1	0	0	0	3	0	1	0	0
17/4	AE	1	1	1	1	0	0	1	3	1	0	0	0
23/4	AE	1	1	0	1	0	0	0	3	3	2	0	0
6/5	AE	0	1	0	1	0	0	0	2	3	1	0	0
16/5	AE	0	1	0	1	0	0	0	3	2	1	0	0
6/6	BD	1	3	1	1	1	0	1	1	2	1	0	0
23/7	AE	0	1	0	2	0	2	1	3	1	0	0	0
24/7	BD	0	1	0	1	0	2	2	3	2	1	0	0
26/7	BD	0	1	0	1	0	2	1	3	2	0	0	0
29/7	BD	0	1	0	1	0	2	1	3	2	0	0	0
30/7	BD	0	0	0	1	1	2	1	3	1	0	0	0
1/8	BD	0	0	0	1	1	1	2	3	2	1	0	0
5/8	AE	0	0	0	2	0	0	1	3	2	0	0	0
6/8	AE	0	0	0	2	0	0	1	3	2	0	0	0
7/8	AE	0	0	0	2	0	0	1	3	2	0	0	0
8/8	BD	0	2	1	2	0	2	2	3	1	0	0	0
9/8	BD	0	2	1	2	0	2	2	3	1	0	0	0
12/8	BD	0	2	0	2	0	0	2	3	2	0	0	0
14/8	BD	0	2	0	2	0	0	2	3	2	0	0	0
15/8	AE	0	2	0	2	2	0	1	3	2	0	0	0
16/8	AE	0	1	0	1	0	0	1	3	2	0	0	0
20/8	BD	0	0	0	1	1	0	2	3	1	0	0	0
21/8	BD	0	0	0	1	1	0	2	3	1	0	0	0
22/8	BD	0	0	0	1	1	0	2	3	1	0	0	0
26/8	AE	0	0	0	1	1	0	2	3	2	0	0	0
28/8	BD	0	3	0	2	2	0	2	2	2	0	0	0
30/8	BD	1	2	0	2	2	1	2	1	3	0	0	0

Data	Condições do floco	Predador de floco	Livre nadantes	Fixos (Sésseis)	Tecamebas	Amebas nuas	Zooflagelados	Zooglea	Filamentosas	Rotíferos	Nematóides	Anelídeos	Tardígrado
2/9	BD	0	1	0	2	1	2	3	1	2	1	0	0
3/9	BD	0	1	0	2	1	1	2	1	3	0	0	0
4/9	BD	0	3	0	1	1	2	2	2	2	0	0	0
5/9	BD	0	2	0	2	1	1	2	3	2	0	0	0
6/9	BD	1	1	0	2	1	1	2	3	2	0	0	0
9/9	AE	0	3	0	2	1	2	1	2	2	1	0	0
10/9	AE	0	2	1	2	1	2	1	3	1	1	0	0
13/9	AE	0	1	2	2	1	1	1	2	2	0	0	0
16/9	AE	0	3	0	1	0	0	2	1	2	0	0	0
17/9	BD	0	1	0	1	0	0	2	1	3	0	0	0
19/9	BD	0	2	2	2	1	1	2	3	2	0	0	0
25/9	BD	0	1	2	1	0	0	2	3	2	0	0	0
5/10	BD	0	1	0	1	0	0	1	3	1	0	0	0
10/10	BD	0	0	0	2	0	0	2	3	1	0	0	0
14/10	BD	0	0	0	1	0	0	2	2	3	0	0	0
17/10	BD	0	1	0	1	0	0	2	2	3	0	0	0
23/10	BD	0	1	0	1	0	0	1	2	3	0	0	0
24/10	BD	0	1	0	1	0	0	1	2	3	0	0	0
30/10	AE	1	2	0	1	0	0	1	2	3	0	0	0
9/11	AE	0	2	0	1	0	0	1	2	2	1	0	0
19/11	AE	0	2	0	1	0	0	1	1	3	0	0	0
26/11	AE	0	2	0	1	0	0	1	0	3	1	1	0
2/12	D	0	2	0	1	0	0	0	1	2	0	1	0
4/12	D	0	1	0	2	0	0	2	1	2	0	0	0
13/12	BD	0	2	0	1	0	1	1	1	2	0	0	0

## APÊNDICE B — Relações avaliadas entre parâmetros físico-químicos e biológicos

Microvida		Parâmetros físico-químicos										
	Eficiência remoção N	Eficiência remoção P	Eficiência remoção DQO	pH efluente bruto	pH efluente final	Oxigênio dissolvido	Temperatura efluente bruto	Temperatura aeração	Temperatura efluente final	SST efluente final	SST aeração	Vazão total aeração
Predador de floco	0,29	0,29	0,09	0,23	-0,07	-0,03	0,35	0,34	0,27	0,00	-0,05	0,29
	-0,22	-0,24	0,05	-0,03	-0,21	0,30	0,05	0,09	0,06	-0,04	-0,35	-0,09
Livre nadantes												
Fixos	0,22	0,30	0,29	0,18	0,05	-0,11	0,22	0,17	0,12	0,00	-0,11	0,12
Tecamebas	0,18	0,21	-0,24	0,15	-0,04	0,28	-0,20	-0,39	-0,32	-0,03	0,21	-0,27
Amebas nuas	0,17	-0,04	-0,60	0,28	-0,09	-0,04	-0,33	-0,29	-0,29	-0,04	0,30	0,14
Zoofragelados	0,48	0,01	-0,16	0,34	-0,13	0,19	-0,21	-0,31	-0,22	0,00	0,10	-0,15
Zooglea	-0,01	0,10	-0,35	0,12	0,18	0,13	-0,11	-0,14	-0,14	0,06	0,49	-0,11
Filamentosas	0,18	0,65	-0,11	0,22	0,03	-0,41	-0,38	-0,49	-0,45	0,27	0,55	0,04
Rotíferos	-0,28	-0,55	0,12	-0,30	0,14	0,41	0,14	0,26	0,26	-0,09	-0,13	-0,13
Nematóides	0,04	-0,29	0,14	0,07	-0,08	-0,05	-0,06	-0,08	-0,06	0,11	-0,27	-0,22
Anelídeos	0,04	-0,48	0,06	-0,25	-0,23	0,14	0,14	0,20	0,29	-	-0,42	0,12
Tardígrado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-



**UNIVATES**

R. Avelino Talini, 171 | Bairro Universitário | Lajeado | RS | Brasil  
CEP 95914.014 | Cx. Postal 155 | Fone: (51) 3714.7000  
[www.univates.br](http://www.univates.br) | 0800 7 07 08 09